

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL

MODELAGEM 3D DE ENSAIO DE DIFUSÃO EM GRANDE
ESCALA EM SOLO NÃO SATURADO: CASO DE ESTUDO
LODO DE ESGOTO DA ETE – SAMAMBAIA/MELCHIOR

ANA LUÍSA AVELINO BRITO

ORIENTADOR: PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL
CAVALCANTE, D.Sc.

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

BRASÍLIA / DF: DEZEMBRO / 2017

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**

**MODELAGEM 3D DE ENSAIO DE DIFUSÃO EM GRANDE
ESCALA EM SOLO NÃO SATURADO: CASO DE ESTUDO
LODO DE ESGOTO DA ETE – SAMAMBAIA/MELCHIOR**

ANA LUÍSA AVELINO BRITO

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

**PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, D.Sc. (UnB)
(ORIENTADOR)**

**PROF. LUIS FERNANDO MARTINS RIBEIRO, D.Sc. (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**RICARDO MENDONÇA DE MORAES, D.Sc. (UnB)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

DATA: BRASÍLIA/DF, 12 de dezembro de 2017.

FICHA CATALOGRÁFICA

BRITO, ANA LUÍSA AVELINO

Modelagem 3D de Ensaio de Difusão em grande escala em solo não saturado: caso de estudo lodo de esgoto da ETE – Samambaia/Melchior [Distrito Federal] 2017.

65 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2017)

Monografia de Projeto Final - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Fluxo não saturado

2. Lodo de esgoto

3. Transporte de contaminantes

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

BRITO, A.L.A. (2017). Modelagem 3D de Ensaio de Difusão em grande escala em solo não saturado: caso de estudo lodo de esgoto da ETE – Samambaia/Melchior. Monografia de Projeto Final, Publicação G.PF – 001/90, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 65 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DA AUTORA: Ana Luísa Avelino Brito

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Modelagem 3D de Ensaio de Difusão em grande escala em solo não saturado: caso de estudo lodo de esgoto da ETE – Samambaia/Melchior.

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2017

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito da autora.

Ana Luísa Avelino Brito

SMPW QD 5 CJ 8 LT 7 CS C

71735-508 - Brasília/DF - Brasil

AGRADECIMENTOS

Agradecer aos meus pais é tão certo quanto as horas que você, mamãe, fica dentro de um mar calmo e quentinho na Bahia ou ainda tão certo quanto os teus voos e rolês de moto aos domingos de manhã, papai. Gratidão pela base e por todo o amor concedido.

Ao meu irmão, Pê, obrigada pelo companheirismo mais puro e sincero do mundo (Do mundo, Aneca? Sim, do mundo!).

Aos amigos da Ambiental, agradeço por todas as resenhas e estudos, vocês foram fundamentais. Que sigamos juntos nesta profissão!

Aos amigos que a vida se encarregou de conectar a mim, valeu por tudo.

Aos meus amigos de intercâmbio, meu muito obrigada, vocês foram o gás que eu precisei no meio da trilha.

Ao meu orientador, André Brasil, e ao grupo “Geofluxo”, obrigada demais pelos ensinamentos semanais e toda a dedicação possível.

Agradeço ao Quinosan Laboratório Químico Ltda, especialmente ao Diretor Técnico Elias Divino Saba e a CAESB pelo apoio e ajuda nas análises.

E por último, mas não menos importante, agradeço a Deus e a todas as energias positivas que fizeram disso tudo possível e alcançável.

RESUMO

Apesar do tratamento de águas residuárias atingir apenas um quarto da população brasileira, a geração de lodo é um crescente problema de gestão das Estações de Tratamento de Esgoto. O aumento populacional implica em maior geração de lodo de esgoto e consequentemente maior a preocupação com a sua destinação. Seu potencial contaminador pode prejudicar solos e águas subterrâneas se não tratado e disposto de maneira adequada e seguindo o estabelecido pela legislação. Dentro dessa problemática, têm surgido pesquisas que visam o monitoramento e a verificação do real perigo ao meio ambiente advindo do processo de disposição. O objetivo desta pesquisa foi simular o transporte de contaminantes por difusão de lodo de esgoto em grande escala em meio poroso não saturado. A simulação foi feita a partir da modelagem de formulações ou soluções analíticas e implementações de códigos matemáticos, possibilitando analisar o fluxo e o avanço da pluma de contaminação e a influência da variação do teor de umidade volumétrico. O lodo e o solo em questão foram retirados da região de Samambaia, Distrito Federal – DF e os resultados indicam que o solo é um solo laterítico. Os resultados obtidos da modelagem no Mathematica mostraram graficamente o avanço tridimensional da pluma e mostraram que as concentrações finais após seis meses da contaminação inviabilizam o uso das águas subterrâneas para consumo humano.

Palavras-chaves: fluxo não saturado, lodo de esgoto, transporte de contaminantes.

ABSTRACT

Even though wastewater treatment reaches only 25% of the Brazilian population, its sludge generation is a growing problem in the management of Sewage Treatment Plants. The population growth implies a greater production of sewage sludge and, consequently, the greater concern with its destination. Its potential contaminant can pollute soils and groundwater if not treated and disposed of properly and following the established by the legislation. Within this issue, there have been researches that aim the monitoring and verifying the real danger to the environment coming from the disposal process. The objective of this research was to simulate the transport of contaminants by diffusion of sewage sludge in large scale in unsaturated porous medium. The simulation was done from the modeling of formulations or analytical solutions and implementations of mathematical codes, making possible to analyze the flow and the advance of the contamination plume and the influence of the variation of the volumetric moisture content. The sludge and the soil used were removed from Samambaia, Distrito Federal - DF and the results indicate that the soil is a lateritic soil. The results obtained from the modeling in Mathematica showed graphically the three-dimensional advancement of the contamination plume and showed that the final concentrations after six months of the contamination make unfeasible the use of the groundwater for human consumption.

Keywords: unsaturated flux, sewage sludge, transport of contaminants in soils

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1. MOTIVAÇÃO | 2 |
| 1.2. OBJETIVOS | 3 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 4 |
| 2.1. TRATAMENTO DE ESGOTO | 4 |
| 2.1.1. Geração de Lodo | 6 |
| 2.1.2. Disposição de Lodo..... | 7 |
| 2.2. LEGISLAÇÃO BRASILEIRA DA CONTAMINAÇÃO DE SOLOS E ÁGUA | 9 |
| 2.3. CONTAMINAÇÃO DO SOLO COM METAIS PESADOS | 9 |
| 2.3.1. Metais Pesados | 10 |
| 2.3.1.1. Cobre..... | 10 |
| 2.3.1.2. Manganês | 10 |
| 2.3.1.3. Zinco..... | 10 |
| 2.3.1.4. Cádmio | 11 |
| 2.3.1.5. Cromo..... | 11 |
| 2.3.1.6. Níquel | 11 |
| 2.4. FLUXO EM MEIO POROSO NÃO SATURADO | 12 |
| 2.4.1. Capilaridade..... | 12 |
| 2.4.2. Teor de umidade volumétrico | 13 |
| 2.4.3. Condutividade Hidráulica Não Saturada..... | 13 |
| 2.4.4. Sucção | 13 |
| 2.4.5. Equação de Richards | 13 |
| 2.5. TRANSPORTE DE CONTAMINANTES | 18 |
| 2.5.1. Advecção | 19 |
| 2.5.2. Dispersão Hidrodinâmica | 19 |
| 2.5.2.1. Dispersão Mecânica | 19 |
| 2.5.2.2. Difusão Molecular..... | 20 |
| 2.5.3. Sorção/Dessorção | 21 |
| 2.5.4. Modelo de fluxo e transporte de contaminantes | 21 |
| 3. MATERIAIS E MÉTODOS | 25 |
| 3.1. MATERIAIS..... | 25 |
| 3.2. METODOLOGIA..... | 33 |

| | |
|--|-----------|
| 3.2.1. Revisão Bibliográfica | 33 |
| 3.2.2. Modelagem | 33 |
| 3.2.3. Análise de Resultados | 37 |
| 4. RESULTADOS..... | 38 |
| 5. CONCLUSÃO | 51 |
| 5.1. CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 51 |
| 5.2. SUGESTÕES PARA NOVAS PESQUISAS..... | 52 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 53 |
| APÊNDICE..... | 57 |
| ANEXO A – GRÁFICOS DE AVANÇO DA PLUMA – VISTA SUPERIOR..... | 57 |
| ANEXO B – CÓDIGOS DE PROGRAMAÇÃO DOS ALGORITMOS CRIADOS NO SOFTWARE WOLFRAM MATHEMATICA ® | 63 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 2.1: Índice de atendimento urbano..... | 5 |
| Figura 2.2: Problemas típicos relacionados com o fluxo de água na zona não saturada..... | 12 |
| Figura 2.3: Caminhos de percolação..... | 20 |
| Figura 2.4: Variação da velocidade em direção e magnitude dentro de um vazio..... | 20 |
| Figura 2.5: Variação espacial das linhas de fluxo em relação à direção do fluxo médio..... | 20 |
| Figura 2.6: Distribuição da concentração inicial..... | 23 |
| Figura 3.1: Escavações das células em campo..... | 26 |
| Figura 3.2: Preenchimento das células com lodo de esgoto..... | 27 |
| Figura 3.3: Curva granulométrica..... | 27 |
| Figura 3.4: Curva característica de retenção de água e contaminantes..... | 32 |
| Figura 3.5: Curva de compactação proctor normal..... | 32 |
| Figura 4.1: Posição de análise..... | 38 |
| Figura 4.2: Nova curva característica de retenção de água e contaminantes..... | 40 |
| Figura 4.3: Ajuste do valor de δ a partir da curva característica..... | 41 |
| Figura 4.4: Função de Condutividade Hidráulica Não Saturada – Eixo X..... | 41 |
| Figura 4.5: Pluma de contaminação do Níquel após 3 meses de contaminação..... | 42 |
| Figura 4.6: Pluma de contaminação do Níquel após 6 meses de contaminação..... | 42 |
| Figura 4.7: Pluma de contaminação do Níquel após 12 meses de contaminação..... | 42 |
| Figura 4.8: Pluma de contaminação do Zinco após 3 meses de contaminação..... | 43 |
| Figura 4.9: Pluma de contaminação do Zinco após 6 meses de contaminação..... | 43 |
| Figura 4.10: Pluma de contaminação do Zinco após 12 meses de contaminação..... | 43 |
| Figura 4.11: Pluma de contaminação do Manganês após 3 meses de contaminação.... | 44 |
| Figura 4.12: Pluma de contaminação do Manganês após 6 meses de contaminação.... | 44 |
| Figura 4.13: Pluma de contaminação do Manganês após 12 meses de contaminação.. | 44 |
| Figura 4.14: Pluma de contaminação do Cobre após 3 meses de contaminação..... | 45 |
| Figura 4.15: Pluma de contaminação do Cobre após 6 meses de contaminação..... | 45 |
| Figura 4.16: Pluma de contaminação do Cobre após 12 meses de contaminação..... | 45 |
| Figura 4.17: Pluma de contaminação do Cromo após 3 meses de contaminação..... | 46 |
| Figura 4.18: Pluma de contaminação do Cromo após 6 meses de contaminação..... | 46 |
| Figura 4.19: Pluma de contaminação do Cromo após 12 meses de contaminação..... | 46 |
| Figura 4.20: Pluma de contaminação do Cádmio após 3 meses de contaminação..... | 47 |
| Figura 4.21: Pluma de contaminação do Cádmio após 6 meses de contaminação..... | 47 |
| Figura 4.22: Pluma de contaminação do Cádmio após 12 meses de contaminação..... | 47 |
| Figura A1: Vista superior da pluma de contaminação do Níquel após 3 meses de contaminação..... | 57 |
| Figura A2: Vista superior da pluma de contaminação do Níquel após 6 meses de contaminação..... | 57 |
| Figura A3: Vista superior da pluma de contaminação do Níquel após 12 meses de contaminação..... | 57 |
| Figura A4: Vista superior da pluma de contaminação do Zinco após 3 meses de contaminação..... | 58 |
| Figura A5: Vista superior da pluma de contaminação do Zinco após 6 meses de contaminação..... | 58 |
| Figura A6: Vista superior da pluma de contaminação do Zinco após 12 meses de contaminação..... | 58 |

| | |
|---|----|
| Figura A7: Vista superior da pluma de contaminação do Manganês após 3 meses de contaminação..... | 59 |
| Figura A8: Vista superior da pluma de contaminação do Manganês após 6 meses de contaminação..... | 59 |
| Figura A9: Vista superior da pluma de contaminação do Manganês após 12 meses de contaminação..... | 59 |
| Figura A10: Vista superior da pluma de contaminação do Cobre após 3 meses de contaminação..... | 60 |
| Figura A11: Vista superior da pluma de contaminação do Cobre após 6 meses de contaminação..... | 60 |
| Figura A12: Vista superior da pluma de contaminação do Cobre após 12 meses de contaminação..... | 60 |
| Figura A13: Vista superior da pluma de contaminação do Cromo após 3 meses de contaminação..... | 61 |
| Figura A14: Vista superior da pluma de contaminação do Cromo após 6 meses de contaminação..... | 61 |
| Figura A15: Vista superior da pluma de contaminação do Cromo após 12 meses de contaminação..... | 61 |
| Figura A16: Vista superior da pluma de contaminação do Cádmio após 3 meses de contaminação..... | 62 |
| Figura A17: Vista superior da pluma de contaminação do Cádmio após 6 meses de contaminação..... | 62 |
| Figura A18: Vista superior da pluma de contaminação do Cádmio após 12 meses de contaminação..... | 62 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 2.1: Produção teórica e características do lodo em função do tipo de tratamento de esgoto utilizado na ETE..... | 7 |
| Tabela 2.2: Formas de destinação de lodo em diversos países..... | 8 |
| Tabela 3.1: Resultado da análise da curva granulométrica..... | 28 |
| Tabela 3.2: Caracterização do solo no local do experimento da ETE Samambaia/Melchior..... | 28 |
| Tabela 3.3: Atributos analisados para o extrato de lodo centrifugado..... | 29 |
| Tabela 3.4: Caracterização do lodo bruto de esgoto..... | 30 |
| Tabela 3.5: Dados de sorção para o níquel..... | 31 |
| Tabela 3.6: Dados de sorção para o cromo..... | 31 |
| Tabela 3.7: Valores de isotermas, kd..... | 31 |
| Tabela 3.8: Coeficientes de difusão molecular em solução aquosa..... | 35 |
| Tabela 4.1: Parâmetros input utilizados na simulação do transporte de contaminantes. | 39 |
| Tabela 4.2: Dados de concentrações de lodo e o estabelecido na legislação brasileira para águas subterrâneas..... | 48 |
| Tabela 4.3: Dados de concentrações de lodo e o estabelecido na legislação brasileira para solos..... | 49 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

| | |
|---------------|---|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| ADE | Modelo de equilíbrio físico de advecção-dispersão |
| Al | Alumínio |
| As | Arsênio |
| CAESB | Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal |
| Ca | Cálcio |
| Cd | Cádmio |
| Cr | Cromo |
| C_0 | Concentração inicial da solução, colocada em contato com o solo em mg/L |
| C | Concentração final obtida após o equilíbrio em mg/L |
| cm | Centímetro |
| cm^3 | Centímetro cúbico |
| CTC | Capacidade de troca catiônica |
| D^* | Difusão efetiva |
| D_0 | Coefficiente de difusão molecular em solução aquosa |
| DF | Distrito Federal |
| Dh | Dispersão hidrodinâmica |
| dm^3 | Decímetro cúbico |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| e | Índice de vazios |
| ETAR | Estação de Tratamento de Águas Residuárias |
| ETE | Estação de Tratamento de Esgoto |
| F | Fluor |
| Fe | Ferro |
| ϕ | Carga hidráulica total |
| g | Grama |
| k | Condutividade hidráulica |
| K_d | Coefficiente de distribuição |
| kg | Quilograma |
| kPa | Kilopascal |
| l/s | Litros por segundo |

| | |
|------------------|---------------------------------------|
| LEd1 | Latossolo vermelho-escuro álico |
| LVd1 | Latossolo vermelho álico |
| LA' | Arenoso |
| LA | Areia |
| LG' | Argiloso |
| λ | Constante de decaimento radioativo |
| m | Metro |
| m ³ | Metro cúbico |
| mg | Miligrama |
| mg/l | Miligrama por litro |
| Mg | Magnésio |
| Mn | Manganês |
| MO | Matéria Orgânica |
| μg | Micrograma |
| n | Porosidade |
| NBR | Norma Brasileira |
| Ni | Níquel |
| NO ⁻³ | Nitrato |
| θ | Teor de umidade volumétrico |
| θ_g | Teor de umidade gravimétrico |
| θ_i | Teor de umidade inicial |
| θ_r | Teor de umidade residual |
| θ_s | Teor de umidade saturado |
| θ_0 | Teor de umidade do solo |
| Pb | Chumbo |
| pH | Potencial hidrogeniônico |
| π | Sucção osmótica |
| ppm | Parte por milhão |
| PNRS | Política Nacional de Resíduos Sólidos |
| ρ_s | Massa específica dos grãos |
| ρ_d | Massa específica aparente seca |
| R | Coefficiente de retardo |
| RAFA | Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente |

| | |
|-------------|---|
| SNIS | Sistema Nacional de Informações de Saneamento |
| ψ | Sucção |
| <i>UASB</i> | <i>Anaerobic Sludge Blanket Digestion</i> |
| u_a | Poropressão de ar |
| u_w | Poropressão de água |
| w_0 | Umidade higroscópica |
| Zn | Zinco |
| δ | Parâmetro de ajuste hidráulico |

1. INTRODUÇÃO

A necessidade e a preocupação com a qualidade da água estimularam, desde os primórdios, o emprego de medidas que tentassem garantir seu uso e abastecimento. Os prejuízos gerados por uma água poluída são de conhecimento da população e o saneamento surge como um plano que visa mitigar doenças e controlar a salubridade dos recursos hídricos. Assegurar a natureza dos recursos hídricos implica em preservar além de águas superficiais, as subterrâneas. Estas, apesar de mais protegidas, são as que apresentam maior dificuldade em retornar a seu estado original.

No Brasil, duas leis principais estabelecem diretrizes nacionais para o saneamento e os resíduos sólidos: a Lei nº 11.445 de 2007 e a Lei nº 12.305 de 2010, ou Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). A primeira tem como princípios fundamentais a universalização do acesso ao saneamento básico, a integralidade e eficácia dos serviços, a disponibilidade de drenagem e manejo das águas pluviais, sustentabilidade econômica, qualidade e regularidade. Enquanto que a PNRS direciona a gestão integrada e o gerenciamento de resíduos sólidos, a responsabilidade dos geradores e do poder público e os instrumentos econômicos aplicáveis.

Dentro do contexto de saneamento, o tratamento de esgoto tem fundamental papel na garantia da qualidade da água dos cursos d'água e aquíferos. O tratamento remove matéria orgânica e patógenos, através de processos físicos, químicos e biológicos, diminuindo o potencial poluidor dos efluentes domésticos e industriais. A configuração do tratamento pode variar dependendo das características do efluente bruto que chega nas estações, bem como o nível de tratamento e eficiência de remoção desejada. Além da parte líquida, o projeto e a operação de uma ETE devem se atentar a eventual contaminação causada pela parte sólida – o lodo.

O lodo, ou biossólido, é o resíduo de uma ETE e seu tratamento e disposição podem demandar mais da metade dos custos de uma estação. Isso se deve entre outros fatores, à presença de metais pesados, como o cádmio (Cd), o cromo (Cr), o níquel (Ni), o zinco (Zn), o cobre (Cu) e o manganês (Mn). Sua geração cresce com o aumento populacional e o aumento do alcance dos serviços de coleta e tratamento de esgoto. Com o aumento da geração, aumentam-se as preocupações com a sua disposição.

Dentre as alternativas mais usadas na disposição de lodo, destacam-se: a disposição em aterro sanitário (aterro exclusivo ou co-disposição com resíduos sólidos urbanos), a

incineração, a conversão em óleo combustível, o reuso industrial, a disposição oceânica e o uso agrícola e florestal – na aplicação direta no solo, compostagem ou fertilizante.

As consequências de uma má disposição do lodo de esgoto podem comprometer os ciclos ambientais, alterando as condições físicas do solo. Fazer estudos geotécnicos e ambientais da migração dos contaminantes no solo, potenciais contaminantes das águas subterrâneas, é fundamental na busca de melhorias ambientalmente corretas para a disposição de lodo de esgoto sobre o solo.

O fluxo de contaminantes no solo, assim como vários processos da natureza, estabelecem sistemas complexos com inúmeras variáveis envolvidas. O uso de modelos torna possível a predição de comportamentos com diferentes condições de interesse, desde que se defina um número finito de variáveis, assumindo-se hipóteses e simplificando a metodologia de análise. O programa *Wolfram Mathematica* é adequado para este tipo de modelagem, resultando em uma representação do modelo escrita em códigos, símbolos matemáticos e gráficos tridimensionais.

O escopo deste trabalho envolve primeiramente este capítulo introdutório, com a motivação e os objetivos, onde o tema é contextualizado e justificado. No Capítulo 2 é apresentada uma revisão bibliográfica a qual enfatiza os três principais focos da pesquisa: o tratamento e disposição de lodo de esgoto, o fluxo não saturado e o comportamento numérico do transporte de contaminantes no solo. O Capítulo 3 traz os materiais utilizados e a metodologia aplicada, sendo apresentados os experimentos realizados e os dados obtidos na tese de doutorado de Silveira (2014). No capítulo seguinte são efetivamente apresentados os resultados da modelagem; e por fim, o Capítulo 5 traz as conclusões e sugestões para pesquisas futuras.

1.1. MOTIVAÇÃO

A motivação da realização desta pesquisa concentra-se na necessidade de prever o movimento de contaminantes químicos, como metais pesados, provenientes da disposição de lodo de esgoto, através do solo não saturado, em direção às águas subterrâneas. Tanto o problema gerado pela decisão de disposição do lodo de esgoto, quanto as consequências de risco ao meio ambiente dessa decisão, seja ela qual for, foram cruciais questionamentos que motivaram este projeto.

O tratamento de esgoto atualmente possui uma eficiência alta de remoção de matéria orgânica, biológica e de nutrientes, o que leva a uma alta geração de lodo. O que

fazer com esse lodo é uma questão muito relevante nas dimensões tanto político-econômico, quanto social e ambiental.

Em Brasília, a alternativa mais usada pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB), para a disposição de lodo, é na recuperação de áreas degradadas. Mas antes disso, o lodo fica temporariamente armazenado em estações de transbordo, as quais recebem diariamente a produção do DF de 320 toneladas. Estudar o grau de contaminação nessas áreas de armazenamento temporário, simulando a repetida submissão de concentrações de lodo ao longo do tempo, é de suma importância para evitar possíveis acúmulos de substâncias no perfil do solo.

1.2. OBJETIVOS

Esta pesquisa tem como principal objetivo simular o movimento tridimensional de compostos contaminantes, provenientes de lodo gerado em uma estação de tratamento de esgoto, em meio não saturado. A modelagem foi conduzida através de formulações ou soluções analíticas e implementações de códigos matemáticos, possibilitando analisar o fluxo e o avanço da pluma de contaminação e a influência da variação do teor de umidade volumétrico.

Destrinchando o objetivo geral em objetivos específicos, tem-se:

- ✓ Revisar e expor os conceitos envolvidos no estudo de fluxo e transporte de contaminantes em meios porosos, em condição não saturada;
- ✓ Reunir e analisar os resultados de ensaios laboratoriais relacionados com o transporte de contaminantes aplicados a lodos de esgoto em condição não saturada disponíveis em trabalhos de pesquisa;
- ✓ Programar em uma ferramenta matemática, por meio do desenvolvimento de formulações analíticas, que permita a modelagem conjunta de transporte de contaminantes e a influência da variação do teor de umidade volumétrico na pluma de contaminação;
- ✓ Realizar simulações tridimensionais, fazendo uso de soluções analíticas: a equação de Richards para fluxo não saturada, a equação do transporte de contaminantes e a solução de Cavalcante & Zornberg;
- ✓ Comparar os resultados encontrados na simulação 3D com os obtidos experimentalmente por outros autores.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesse capítulo serão apresentados embasamentos teóricos acerca do tratamento de esgoto, a geração de lodo e as alternativas de disposição deste, assim como o fluxo não saturado e o transporte de contaminantes, pontuando os mecanismos existentes para essa análise.

2.1. TRATAMENTO DE ESGOTO

As regiões mais inóspitas do globo são definidas principalmente por duas condições limitantes: a água e o alimento. A primeira é o fator crucial na fixação do homem e na formação de novas comunidades. No entanto, a eficiência do homem ao consumir energia não é 100%, e como consequência resulta na geração de diversos resíduos, entre os quais predominam: o esgoto, o lixo e as partículas na atmosfera. O contato íntimo, embora indesejável, entre as fontes de energia e os resíduos humanos, leva ao consumo de fontes de energia cada vez mais impuras, a ponto de se tornarem num grau extremo e inadequadas à vida (Jordão & Pessoa, 2005).

A palavra esgoto, tradução literal da palavra em inglês *sewage*, é usada tanto para a tubulação condutora das águas servidas de uma comunidade, como para o próprio líquido que flui nessas canalizações. Injustificadamente, o termo gera uma aversão que tem levado ao uso mais sutil dos vocábulos “águas residuárias” e, conseqüentemente, do emprego da sigla ETAR (Estação de Tratamento de Águas Residuárias) conflitando com a sigla ETE (Estação de Tratamento de Esgoto), que é a tradicional e a recomendada pela ABNT (Jordão & Pessoa, 2005).

Segundo o Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS), através do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto (2015), apenas 99.425.658 brasileiros, isto é menos de 50%, são atendidos com esgotamento sanitário. A Figura 2.1 apresenta a representação espacial do índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos dos municípios cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS em 2015, distribuídos por faixas percentuais e por estado. O DF é um dos estados com os maiores índices de atendimento, atingindo mais de 70% da população.

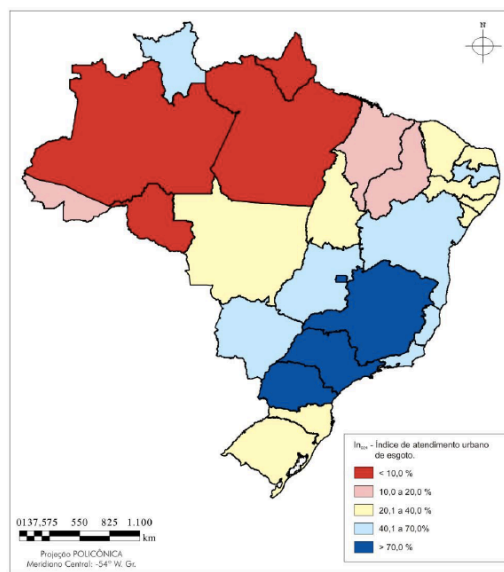


Figura 2.1 - Índice de atendimento urbano de esgoto (FONTE: SNIS, 2016)

No tratamento de efluentes, seja doméstico ou industrial, diversos tipos de unidades de tratamento podem ser combinados a fim de garantir uma maior remoção de matéria orgânica e patógenos. Os fatores determinantes de projeto variam em função das características do corpo receptor, do espaço disponível para a construção da estação, do tipo de efluente a ser tratado, das exigências da legislação vigente quanto às características do efluente tratado, dos custos dessas unidades de tratamento, além de inúmeros outros parâmetros. Nessas unidades de tratamento podem ocorrer processos químicos, físicos e biológicos que, na maioria das vezes, acontecem de forma interdependente e proporcionam a remoção de boa parte das impurezas contidas nos efluentes, como materiais inertes, matéria orgânica, macro e micronutrientes, micro poluente orgânico, microrganismos patogênicos, metais potencialmente tóxicos, entre outros (Silveira, 2005).

Para Sperling (2005), seguir uma legislação específica garante que os padrões de qualidade para o efluente e para o corpo receptor sejam atendidos. O tratamento é comumente classificado em 4 níveis: preliminar, primário, secundário e terciário. No tratamento preliminar ocorre a remoção de sólidos grosseiros, seguido da remoção de sólidos sedimentáveis na segunda fase; o tratamento secundário tem como propósito remover matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo), ficando por último a remoção complementar de poluentes específicos, os tóxicos ou compostos não-biodegradáveis.

A configuração básica de tratamento da estação de tratamento de esgoto ETE SAMAMBAIA envolve: um reator anaeróbico de fluxo ascendente (RAFA), uma lagoa facultativa, uma lagoa de alta taxa, uma lagoa de polimento e um polimento final.

Atualmente ela apresenta uma vazão média de 261 l/s atendendo a área da cidade satélite de Samambaia. Após tratamento, todo o efluente é lançado no corpo receptor: Córrego Gatume/Rio Melchior. A ETE MELCHIOR apresenta um reator anaeróbico de fluxo ascendente (RAFA) seguido de unitank (conjunto de tanques de aeração) e clarificação com polimento final. Sua vazão média atual é de 889 l/s atendendo as cidades satélites de Ceilândia, parte de Taguatinga e parte de Samambaia. Após o tratamento o efluente é lançado no Rio Melchior (Silveira, 2014).

2.1.1. Geração de Lodo

Em tese, todos os processos de tratamento biológico geram lodo. Os processos primários, que tratam o esgoto bruto, produzem o lodo primário, composto pelos sólidos sedimentáveis. Dependendo do tipo de sistema, o tratamento biológico gera o lodo secundário ou biológico ou excedente. O tratamento químico gera ainda o lodo químico (Sperling, 2005).

A geração de lodo apresenta elevada variabilidade de acordo com o tipo de tratamento e da operação empregada, da vazão e das características do esgoto. A produção e o aspecto do lodo podem ser usados como um referencial da eficiência de operação; à medida que se conhece a produção esperada de lodo para cada tipo de tratamento, é possível determinar se os valores estão abaixo ou acima do ideal. A Tabela 2.1 relaciona as características dos lodos gerados, bem como a produção per capita, por processo de tratamento (Batista, 2015).

Tabela 2.1 – Produção teórica e características do lodo em função do tipo de tratamento de esgoto utilizado na ETE.

| Origem do Lodo | Produção de Lodo gSS/hab.dia | Teor de Sólidos (%ST) | Estabilidade | Aspecto | Desaguamento |
|---|-------------------------------------|------------------------------|-------------------------|--|---------------------|
| Decantador Primário | 35 a 45 | 2 a 6 | Necessita estabilização | Marrom a marrom escuro, aparência floculenta, odor pouco ofensivo, tende a torna-se séptico e gerar odores rapidamente | Boa |
| Aeração Prolongada | 38 a 45 | 0,8 a 1,2 | Estabilizado | Negro, aparência floculenta, odor não ofensivo | Regular |
| UASB | 7 a 18 | 3 a 6 | Estabilizado | floculenta, odor não ofensivo | Boa |
| Filtro Anaeróbio (após UASB) | 3 a 9 | 0,5 a 4 | Estabilizado | | Boa |
| Lagoas Anaeróbias | 13 a 45 | 15 a 20 | Estabilizado | | Boa |
| Lagoas Facultativas | 20 a 25 | 10 a 20 | Estabilizado | | Boa |
| Lagoas de Maturação | 3 a 20 | 10 a 20 | Estabilizado | | Boa |
| Filtro Biológico de Alta Taxa – Lodo secundário | 20 a 30 | 1 a 3 | Necessita estabilização | | |
| Lodo Ativado convencional | 60 a 40 | 0,2 a 0,4 | | | |

Fonte: Batista (2015)

2.1.2. Disposição de Lodo

O correto tratamento e disposição do lodo de esgoto devem fazer parte de todo o programa de tratamento de efluentes urbanos e industriais, para que os objetivos do saneamento sejam efetivamente atingidos. O custo destas operações pode alcançar 60% dos custos operacionais destas estações e, portanto, não pode ser negligenciado (Webber & Shames, 1984).

Segundo Jordão & Pessoa (2009), o tratamento e a disposição final do lodo são problemas particularmente complexos, tendo em vista as grandes quantidades que são geradas e a dificuldade em se encontrar locais adequados ou seguros para o destino final. No caso de esgotos sanitários, o lodo gerado na fase líquida do tratamento possui concentrações de sólidos bastante baixas, da ordem de 1% a 5% em peso. Este lodo demanda um conjunto de operações específicas, que podem incluir uma sequência no todo ou em parte dos seguintes processos: preparação, adensamento, estabilização, condicionamento, remoção de umidade, redução térmica e disposição final. Essa última pode se dar em aterros controlados,

aplicação no solo para fins agrícolas, recuperação de áreas, lançamento submarino ou reuso na indústria da construção civil.

No Brasil, a destinação mais comum é o aterro sanitário, enquanto que o aproveitamento do lodo como reuso agrícola já é feito em vários outros países há bastante tempo (Godoy, 2013). Seguem, na Tabela 2.2, as formas de destinação de lodo de esgoto em diversos países, em porcentagem.

Em Brasília, a CAESB majoritariamente dispõe o lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas. Bezerra (2006) pontua que o surgimento de áreas degradadas no Brasil tem aumentado consideravelmente ao longo dos anos, fruto de atividades antrópicas, como a construção de estradas e barragens, mineração e áreas agrícolas mal manejadas.

Tabela 2.2 – Formas de destinação de lodo em diversos países

| País | Método de disposição (como % do total produzido) | | | |
|----------|--|-------------|-------------|--------|
| | Aterros | Agricultura | Incineração | Outros |
| França | 50 | 50 | 0 | 0 |
| Alemanha | 25 | 63 | 12 | 0 |
| Itália | 34 | 55 | 11 | 0 |
| Portugal | 80 | 13 | 0 | 7 |
| Espanha | 10 | 50 | 10 | 30 |
| Japão | 6 | 14 | 80 | 0 |
| EUA | 30 | 20 | 30 | 20 |
| Brasil | 80 | 5 | 0 | 15 |

Fonte: Chang et al (2001); Geyer (2001) citados por Silveira (2014).

A aplicação do lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas se mostra propícia no que diz respeito a consequências ambientais e quando comparadas com outras tecnologias de disposição. O lodo apresenta uma série de características que favorecem a recuperação e o aparecimento da vegetação em áreas degradadas, onde os solos são pobres em matéria orgânica e nutrientes (Batista, 2015).

No Brasil, o uso agrícola aos poucos está sendo incluído em programas nacionais de controle de impactos ambientais. A recuperação de solos erodidos e empobrecidos pode ser amplamente feita com a disposição de lodo de esgoto (Pires, 2006). Essa prática favorece a formação de agregados, a penetração das raízes e a vida microbiana aumentando a resistência do solo à erosão, por estabilizar a estrutura do solo e aumentar a capacidade de retenção de água. No entanto, a presença de metais pesados potencialmente poluidores e compostos orgânicos persistentes é a contrapartida possivelmente negativa desse tipo de disposição (Tsutiya, 2001).

2.2. LEGISLAÇÃO BRASILEIRA DA CONTAMINAÇÃO DE SOLOS E ÁGUA

O destino final do lodo é importante e complexo, pois ultrapassa os limites das estações de tratamento e exige a integração com outros setores da sociedade, além de estar relacionado tanto com a contaminação do solo quanto das águas. Segundo a legislação de diversos países, incluindo a brasileira, a responsabilidade pelos problemas que podem ser causados pelo destino do lodo é sempre dos produtores do resíduo e condutas inadequadas podem ser enquadradas na lei de crimes ambientais (Lei nº 9.605 de 12/02/98).

No Brasil, inúmeras resoluções ou portarias definem os aspectos legais relativos ao solo e água, sendo elas:

- Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências;

- Resolução Conama nº 375, de 29 de agosto de 2006, que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências;

- Resolução Conama nº 396, de 3 de abril de 2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências;

- Resolução Conama nº 420, de 28 de dezembro de 2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas;

- Portaria nº 2914, do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

2.3. CONTAMINAÇÃO DO SOLO COM METAIS PESADOS

Os metais pesados encontram-se distribuídos por toda a natureza e nos solos são originários da rocha de procedência e de outras fontes adicionadas ao solo como: precipitação atmosférica, cinzas, calcário, fertilizantes químicos e adubos orgânicos (esterco de animais, lixo domiciliar e biossólidos). Nos biossólidos, a presença de metais pesados é basicamente proveniente de esgotos industriais; estes são fontes de material orgânico e nutrientes, mas também contribui para a contaminação do solo com metais

pesados, afetando negativamente no crescimento das plantas e nos processos bioquímicos (Tsutiya, 1999).

2.3.1. Metais Pesados

Definidos quimicamente, os metais pesados são um grupo de elementos situados entre o Cobre (Cu) e o Chumbo (Pb) na tabela periódica. Além disso, são quimicamente muito reativos e bioacumulativos, ou seja, o organismo não é capaz de eliminá-los de forma rápida e eficaz (Rocha, 2009).

2.3.1.1. Cobre

O cobre (Cu) pode ser encontrado em material eletrônico, latas ou em tampas de garrafas. Este metal é um micronutriente indispensável às plantas e aos seres humanos, quando em baixas concentrações, mas adquire propriedades tóxicas quando em concentrações elevadas. O cobre forma complexos com a matéria orgânica, podendo assim tornar-se mais móvel (Carvalho, 2005).

A resolução CONAMA 420/2009 estabelece para o valor de investigação residencial do Cobre no solo – a concentração acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, de 400 mg/kg (peso seco).

2.3.1.2. Manganês

O manganês (Mn) é um metal cinza claro que não ocorre na forma pura (elementar), mas sim combinado com outras substâncias, como o oxigênio, enxofre e cloro. O manganês inorgânico, aquele retirado de rochas, é usado na fabricação de ligas metálicas, em pilhas, palitos de fósforo, vidros, fogos de artifício, na indústria química, de couro e têxtil, e como fertilizante. Já as formas orgânicas são usadas em fungicidas e inibidores de fumaça, por exemplo. Pouco se sabe sobre a toxicidade dos compostos de manganês, no entanto, as evidências indicam que vários desses compostos podem induzir efeitos neurológicos (Cetesb, 2012).

A resolução CONAMA 420/2009 estabelece para o valor de investigação do Manganês para águas subterrâneas 0,4 mg/l.

2.3.1.3. Zinco

Utilizado em baterias, fertilizantes, lâmpadas, televisores e aros de rodas, o zinco tem sido empregado também na galvanização de produtos de ferro e possui massa específica de

7,14 g/cm³. É um elemento essencial para a vida, com média necessária diária de 10 a 20 mg, com função de síntese e metabolismo de proteínas e ácidos nucleicos, além da divisão mitótica das células (Oliveira, 2007).

A resolução CONAMA 420/2009 estabelece para o valor de investigação residencial do Zinco no solo 1000 mg/kg (peso seco).

2.3.1.4. Cádmio

O cádmio é um metal pesado que apresenta riscos potenciais para a saúde humana e é tido como o mais perigoso. Sua concentração média na crosta é de 0,15 ppm e é pouco móvel no perfil do solo (Sanepar, 1999). Sua densidade é 8,6 g/cm³ sendo usado em indústrias de galvanoplastia, na fabricação de baterias, em tubos de televisão, lâmpadas fluorescentes, além de ser utilizado como pigmento e estabilizador de plásticos polivinílicos (Carvalho, 2005).

A resolução CONAMA 420/2009 estabelece para o valor de investigação residencial do Cádmio no solo 8 mg/kg (peso seco).

2.3.1.5. Cromo

O cromo é um metal acinzentado muito resistente à corrosão. Possui diferentes estados de oxidação e os mais comuns são chamados de bi, tri e hexavalente, sendo as duas últimas as mais estáveis. É usado principalmente na fabricação de ligas metálicas e estruturas da construção civil, pois confere resistência à oxidação, ao desgaste e ao atrito (Cetesb, 2012).

A resolução CONAMA 420/2009 estabelece para o valor de investigação residencial do Cromo no solo 300 mg/kg (peso seco).

2.3.1.6. Níquel

O níquel é definido como um metal branco prateado, levemente duro, maleável, de boa resistência à oxidação e à corrosão, símbolo químico Ni e pertence ao grupo VII da tabela periódica. Destaca-se pelo seu magnetismo, que o transforma em um ímã em contato com campos magnéticos e seu peso específico é de 8,5 g/cm³ (Silva, 2009).

A resolução CONAMA 420/2009 estabelece para o valor de investigação residencial do Níquel no solo 100 mg/kg (peso seco).

2.4. FLUXO EM MEIO POROSO NÃO SATURADO

A zona não saturada, ou ainda a zona vadosa, situa-se entre a superfície do solo e o lençol freático, sendo que sua profundidade varia e depende de fatores geológicos e climáticos. Na zona não saturada os poros são parcialmente preenchidos com água, sendo a outra parte ocupada por ar, representando uma conexão vital entre a água subterrânea, a água superficial e a água presente na atmosfera. Os fenômenos de fluxo e transporte de água que ocorrem na zona não saturada podem ser analisados de diferentes formas, como mostra a Figura 2.2 abaixo, resultando em implicações importantes na engenharia geotécnica (Szymkiewicz, 2013).

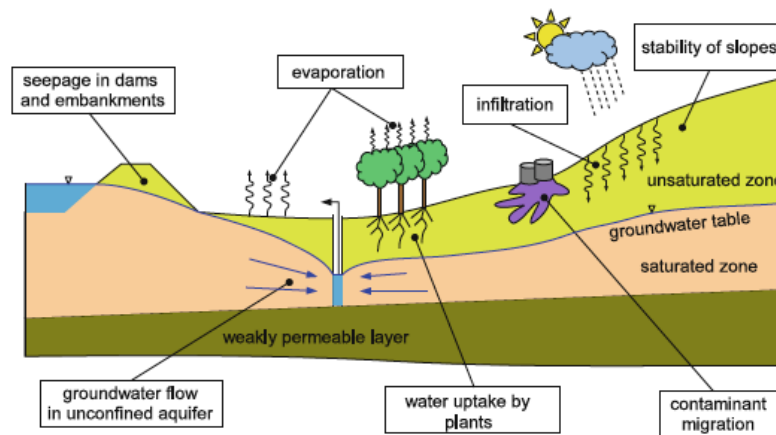


Figura 2.2: Problemas típicos relacionados com o fluxo de água na zona não saturada

(Szymkiewicz, 2013)

2.4.1. Capilaridade

A capilaridade é um fenômeno de ascensão de água em um tubo capilar. A superfície de água no tubo possui uma curvatura côncava chamada de menisco; sua curvatura é efeito da diferença entre a pressão existente entre o ar e a água e resultante das interações entre as forças de coesão e adesão da molécula de água. Os espaços vazios contínuos no solo podem se comportar como feixes de tubos capilares de seção transversal variável. O menisco possui um raio de curvatura R que é inversamente proporcional à elevação capilar, ou, ainda, quanto menor o raio formado entre os grãos e a água intersticial, maior é a sucção mátrica – maior a altura de ascensão. Sabendo que o teor de umidade volumétrico, θ , e a condutividade hidráulica, k , são funções da sucção, um aumento do efeito da capilaridade implica geralmente em uma diminuição desses parâmetros (Vasconcelos, 2008).

2.4.2. Teor de umidade volumétrico

O teor de umidade volumétrico é a razão adimensional entre o volume de água e o volume total. A variação do teor de umidade volumétrico tem o efeito claro da redução da área da secção transversal condutora através da qual passa um fluxo (Fityus *et al.*, 1999).

2.4.3. Condutividade Hidráulica Não Saturada

A condutividade hidráulica, expressa em m/s, é função de quaisquer duas das três propriedades volume-massa: grau de saturação, teor de umidade volumétrico e índice de vazios. Sua determinação pode se dar por técnicas de laboratório ou ensaios de campo, sendo considerada uma tarefa complexa, tendo em vista os problemas em medir quantidades pequenas de fluxo e à difusão de ar. Um método alternativo muito usado para a obtenção de uma função de condutividade hidráulica para solos não saturados é através de expressões empíricas utilizando parâmetros obtidos das curvas características do solo (Vasconcelos, 2008).

2.4.4. Sucção

A sucção, expressa em kPa, é a interação com a superfície das partículas de solo e o potencial osmótico da água; por se tratar de tensões de tração, sempre apresenta sinais negativos (ou nulo) (Borges, 2016). A sucção varia inversamente proporcional à quantidade de água, chegando a zero quando o meio poroso atinge o estado total de saturação, e a um valor máximo quando o grau de saturação tende a zero. Além disso, as forças de sucção do solo são relevantes no processo de avanço da pluma de contaminantes (Carbajal, 2017).

A sucção total tem duas componentes, chamadas de sucção mátrica e sucção osmótica. A mátrica é a componente relacionada à capilaridade e deriva de medidas da diferença entre a poropressão de ar e a poropressão de água ($u_a - u_w$), enquanto que a osmótica (π) é a componente relacionada à pressão parcial do vapor de água em equilíbrio com a água livre dentro do meio poroso (Fredlund e Rahardjo, 1993).

2.4.5. Equação de Richards

A equação de Richards (1931), combinada com a equação de Darcy-Buckingham, descreve um fluxo uniforme na zona não saturada. Entretanto, como a zona vadosa é extremamente heterogênea, microscópica e macroscopicamente, isso pode levar a fluxos preferenciais que macroscopicamente é muito difícil de representar com os parâmetros da Equação de Richards (Genuchten, 2006).

Em essência, a equação de Richards nada mais é que uma equação de conservação de massa. Ela expressa que a diferença entre as massas de fluido que entram e saem de um volume de controle infinitesimal é igual à taxa de variação do armazenamento de massa no mesmo volume (Borges, 2016). A Equação 2.1 é obtida com o desenvolvimento deste pensamento matemático; e, assumindo que os fluidos são incompressíveis (ρ_w , em kg/m^3 , constante no tempo) e homogêneos (ρ_w constante no espaço), resulta-se na Equação 2.2.

$$\frac{\partial(\rho_w \theta)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(\rho_w v_x) - \frac{\partial}{\partial y}(\rho_w v_y) - \frac{\partial}{\partial z}(\rho_w v_z) \quad (2.1)$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial v_x}{\partial x} - \frac{\partial v_y}{\partial y} - \frac{\partial v_z}{\partial z} \quad (2.2)$$

Onde, v_x , v_y e v_z são as velocidades em cada eixo, expressa em m/s, as quais precisam ser definidas matematicamente. Surge assim, a lei de Darcy-Buckingham, que é versão não-saturada da lei de Darcy. Nela, nota-se a presença da carga hidráulica na direção z (Eq. 2.6). Sabe-se que a condutividade hidráulica é função da sucção e a sucção é uma função do teor de umidade volumétrico. Assim, a partir das equações 2.3 e 2.4, conclui-se a relação expressa na equação 2.5:

$$k = f_1(\psi) \quad (2.3)$$

$$\psi = f_2(\theta) \quad (2.4)$$

$$k = f_1(f_2(\theta)) = f_3(\theta) \quad (2.5)$$

$$\phi = -z + \frac{\psi}{\rho_w g} \quad (2.6)$$

Assim, são determinadas as velocidades como:

$$v_x = -\frac{k_x(\psi)}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial x} \quad (2.7)$$

$$v_y = -\frac{k_y(\psi)}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial y} \quad (2.8)$$

$$v_z = -\frac{k_z(\psi)}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial z} + k_z(\psi) \quad (2.9)$$

Para o caso tridimensional, considera-se que:

$$\theta = \theta(x, y, z, t)$$

$$\psi = \psi(x, y, z, t)$$

$$k_x = k_x(x, y, z, t)$$

$$k_y = k_y(x, y, z, t)$$

$$k_z = k_z(x, y, z, t)$$

Assim, a Equação de Richards para fluxo transiente não saturado em três dimensões resulta na Equação 2.10 abaixo:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{k_x(\psi)}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[\frac{k_y(\psi)}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial x} \left[k_z(\psi) \left(\frac{1}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial x} - 1 \right) \right] \quad (2.10)$$

Cavalcante & Zornberg (2017) pontuam que a equação diferencial parcial encontrada por Richards representa uma abordagem árdua para simular importantes problemas de infiltração e as soluções analíticas têm sido desafiadoras de se obter. Isso se deve à natureza não linear das propriedades hidráulicas de meio porosos não saturados, incluindo a curva característica e a função de condutividade hidráulica. Para solucionar esse problema, Cavalcante & Zornberg (2017) apresentaram soluções analíticas que fazem uso da curva característica e da função de condutividade hidráulica não saturada seguindo as equações abaixo (2.11 e 2.12):

$$\theta(|\psi|) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \exp(-\delta |\psi|) \quad (2.11)$$

$$k(\psi) = k_s \exp(-\delta |\psi|) \quad (2.12)$$

Onde δ é o parâmetro que relaciona a distribuição e o tamanho dos poros do meio poroso. Esse parâmetro de ajuste δ foi definido por Cavalcante & Zornberg (2017) como um artifício matemático que viabiliza a obtenção da solução da equação tridimensional do fluxo

em meio não saturado (Eq 2.10). Além disso, as condições iniciais e de contorno são propostas e determinadas para os 3 eixos.

No eixo z, as equações que definem os contornos são:

$$\theta(x, y, 0, t) = \theta_0 \quad (2.13)$$

$$\theta(x, y, l_z, t) = \theta_0 \quad (2.14)$$

Onde l_z é a profundidade máxima analisada, ou seja:

$$0 \leq z \leq l_z; \quad l_z, \theta_0 \in \mathbb{R} \quad (2.15)$$

No eixo x, as condições são que as seguem.

$$\lim_{x \rightarrow \infty} \frac{\partial \theta(x, y, z, t)}{\partial x} = 0 \quad (2.16)$$

$$\lim_{x \rightarrow -\infty} \frac{\partial \theta(x, y, z, t)}{\partial x} = 0 \quad (2.17)$$

Com x variando entre $-\infty \leq x \leq \infty$.

No eixo y, as condições são:

$$\lim_{y \rightarrow \infty} \frac{\partial \theta(x, y, z, t)}{\partial y} = 0 \quad (2.18)$$

$$\lim_{y \rightarrow -\infty} \frac{\partial \theta(x, y, z, t)}{\partial y} = 0 \quad (2.19)$$

Com y variando entre $-\infty \leq y \leq \infty$.

Quanto à condição inicial, ela pode ser expressa como:

$$\theta(x, y, z, 0) = (\theta_i - \theta_0)[H(z) - H(z - m)][H(y + l) - H(y - l)][H(x + b) - H(x - b)] + \theta_0 \quad (2.20)$$

Onde b , l e m são as dimensões do volume de controle, nas direções x, y, z respectivamente, do domínio que possui teor de umidade volumétrico θ_i , enquanto que o resto do domínio tem teor de umidade volumétrico θ_0 . Além disso, a função H (Heaviside) é definida como:

$$H(x) = \begin{cases} 0, & x < 0 \\ 1, & x \geq 0 \end{cases} \quad (2.21)$$

Da equação 2.20 entende-se um prisma com teor de umidade volumétrico inicial constante θ_0 centrado na origem, com dimensões b , l e m , como mostra a Figura 2.3.

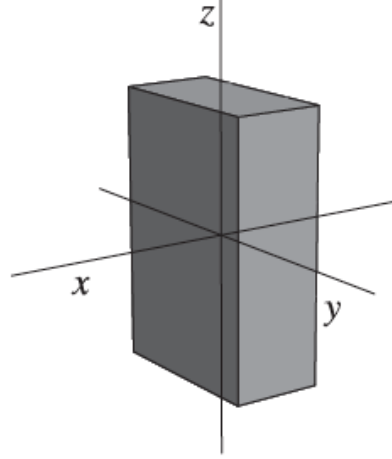


Figura 2.3 – Distribuição o teor inicial (Ozelim & Calvante, 2013)

Assim, a solução final do problema (demonstrada por Cavalcante, Borges & Zornberg, 2017) é:

$$\begin{aligned} \theta(x, y, z, t) = & \theta_0 + \frac{(\theta_i - \theta_0)}{4} \left[\operatorname{Erf} \left(\frac{b-x}{\sqrt{4\pi D_x t}} \right) + \operatorname{Erf} \left(\frac{b+x}{\sqrt{4\pi D_x t}} \right) \right] \\ & \left[\operatorname{Erf} \left(\frac{l-y}{\sqrt{4\pi D_y t}} \right) + \operatorname{Erf} \left(\frac{l+y}{\sqrt{4\pi D_y t}} \right) \right] \\ & \sum_{n=1}^{\infty} \left[\frac{4D_z e^{\frac{-a_s m}{2D_z}} (-2\pi D_z n e^{\frac{a_s m}{2D_z}} + a_s l_z \sin \left(\frac{\pi l n}{l_z} \right) + 2\pi D_x n \cos \left(\frac{\pi l n}{l_z} \right))}{a_s^2 l_z^2 + 4\pi^2 D_z^2 n^2} \right] \\ & \left[n\pi \cos \left(\frac{n\pi}{l_z} m \right) + \frac{l_z a_s}{2D_z} \sin \left(\frac{n\pi}{l_z} m \right) \right] \exp \left[-t \left(\frac{a_s^2}{4D_z} + \frac{D_z n^2 \pi^2}{l_z^2} \right) \right] \exp \left[\frac{a_s z}{2D_z} \right] \\ & \sin \left(\frac{n\pi}{l_z} z \right) \} \end{aligned} \quad (2.22)$$

Onde n é número de termos que foi considerado na série infinita e os valores de difusividade (D_x , D_y , D_z) são os responsáveis por incorporar o parâmetro δ proposto por Cavalcante e Zornberg (2017) da seguinte forma:

$$Dx = \frac{k_{sx}}{\rho_w g (\theta_s - \theta_r) \delta} \quad (2.23)$$

$$Dy = \frac{k_{sy}}{\rho_w g (\theta_s - \theta_r) \delta} \quad (2.24)$$

$$Dz = \frac{k_{sz}}{\rho_w g (\theta_s - \theta_r) \delta} \quad (2.25)$$

E ainda, a_s é definido como sendo:

$$a_s = \frac{k_{sz}}{\theta_s - \theta_r} \quad (2.26)$$

2.5. TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

A demanda por recursos hídricos com qualidade para o abastecimento humano tem se tornado um desafio e a deterioração crescente do meio ambiente, o fator limitante. Ainda que as águas subterrâneas sejam mais protegidas do que as superficiais, por apresentarem velocidade de fluxo mais baixa, os aquíferos alterados por contaminação do solo, por exemplo, demoram mais a retornar a seu estado original do que rios e lagos. Essa contaminação pode ser fruto da aplicação direta de fertilizantes, pesticidas, lodo de estação de tratamento de esgoto e esterco ou indireta de aerossóis de automóveis e indústrias, combustão do carvão, incineração de lixo ou disposição de resíduos (Boscov, 2008).

Fetter (1993) apresenta uma classificação feita por um relatório da OTA (Office of Technology Assessment - U.S. Congress), na qual se dividem as principais fontes de contaminação em seis categorias. São elas: (1) fontes projetadas para receber descargas de substância, como tanques sépticos; (2) fontes para armazenar, tratar e dispor substância, como aterros sanitários; (3) fontes que retêm substâncias durante transporte, como tubulações; (4) fontes indiretas de emissão de poluentes, como o uso de pesticidas; (5) fontes que fornecem um condutor para a entrada de água contaminada para os aquíferos, como escavações de construção; e (6) fontes naturais que são extrapoladas pela ação humana, como as interações água subterrânea-água superficial.

O transporte de contaminantes se dá a partir de mecanismos físicos e químicos. Entre os processos físicos os principais são o de advecção e a dispersão hidrodinâmica, onde o fluxo de entrada e saída no volume considerado é controlado. Enquanto que nos mecanismos

químicos ou bioquímicos, ou seja, nas reações e decaimentos radioativos, há perda ou ganho de massa de soluto (poluente) (Freeze & Cherry, 1979).

2.5.1. Advecção

Segundo Boscov (2008), é através do mecanismo de advecção que o poluente é carregado pela água em movimento, mantendo-se constante a concentração da solução. Além disso, ela afirma que esse processo pode ser considerado também um fluxo químico causado por um gradiente hidráulico, onde a água com o soluto dos vazios escoar sob a ação de um gradiente hidráulico, carregando partículas do poluente.

Devido à heterogeneidade de materiais geológicos, o espalhamento da frente de contaminação por advecção pode ter taxas diferentes para diferentes camadas do solo. Para um fluxo unidimensional, o fluxo advectivo é simplesmente a velocidade da água vezes a concentração do soluto; e a velocidade deve ser aquela que considera apenas o fluxo nos poros do solo, admitindo tortuosidade (Fetter, 1993).

2.5.2. Dispersão Hidrodinâmica

Dispersão é um fenômeno bem conhecido em meios porosos principalmente na transferência de calor e massa (Vafai, 2005).

A dispersão hidrodinâmica é o espalhamento macroscópico resultante tanto da dispersão mecânica como da difusão molecular. Pode também ser definido como o fenômeno que altera o caminho esperado pela hidráulica advectiva do sistema de espalhamento do soluto (Boscov, 2008).

2.5.2.1. Dispersão Mecânica

Fetter (1993) pontua três observações a respeito da dispersão mecânica: pelos poros, o fluxo viaja a uma velocidade maior no centro dos poros do que perto deles; para uma mesma distância linear, algumas partículas vão percorrer distâncias maiores que outras; alguns poros são maiores que outros, isso permite que o fluxo se mova mais rápido através desses poros. Por conta dessa diferença de velocidade, misturas acontecem ao longo do caminho; essa mistura é chamada de Dispersão Mecânica e resulta na diluição do soluto. Se essa mistura acontece ao longo do fluxo é chamada mais especificamente de dispersão longitudinal, enquanto que aquela que flui perpendicular ao fluxo, dispersão transversal. As Figura 2.4 e 2.5 representam as observações pontuadas anteriormente sobre a distância linear e a velocidade no centro dos poros, respectivamente.

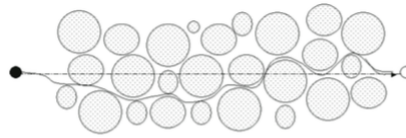


Figura 2.4 – Caminhos de percolação (Lambe, 1969)

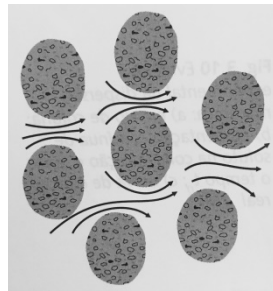


Figura 2.5 – Variação da velocidade em direção e magnitude dentro de um vazio (Boscov, 2008)

A Figura 2.6 mostra como as linhas de fluxo variam espacialmente em relação à direção média do fluxo, resultado da tortuosidade, ramificação e interpenetração de vazios (Boscov, 2008).

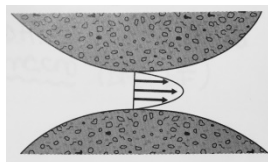


Figura 2.6 – Variação espacial das linhas de fluxo em relação à direção do fluxo médio (Fonte: Boscov, 2008)

2.5.2.2. Difusão Molecular

A difusão molecular é um mecanismo de transporte de contaminantes que resulta em variações na concentração de soluto. Tudo isso em razão da sua energia térmico-cinética na direção do gradiente de concentração e em sentido oposto a ele, causando um fluxo de partículas de soluto, no nível microscópico, das regiões de maior para de menor concentração. Para este processo acontecer não é preciso nenhum movimento hidráulico da solução e ele só cessa quando os gradientes de concentração deixam de existir (Boscov, 2008).

A equação do transporte de contaminantes 3D, considerando a advecção, a dispersão hidrodinâmica e o decaimento radioativo, pode ser expressa por:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_x^* \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v_x^* \frac{\partial c}{\partial x} + D_y^* \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - v_y^* \frac{\partial c}{\partial y} + D_z^* \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v_z^* \frac{\partial c}{\partial z} - \lambda^* c \quad (2.27)$$

Onde c é a concentração de contaminante (mg/l), v_x^* , v_y^* , v_z^* e são as velocidades médias intersticiais em cada eixo e D_x^* , D_y^* e D_z^* são os coeficientes de dispersão hidrodinâmica redefinidos quando se divide todos os termos pelo fator de retardo, simplificando a equação.

2.5.3. Sorção/Dessorção

A sorção é um processo físico-químico no qual uma substância fica acumulada na interface entre fases. A substância que está sendo removida para acumular é o adsorvato, enquanto que a fase na qual a acumulação ocorre é o adsorvente. Esse mecanismo acontece graças às forças de atração, que podem ser físicas ou químicas, atraindo o adsorvato para a superfície do adsorvente (Bosco, 2008).

O processo de sorção inclui a adsorção, a sorção química, a absorção e a troca iônica. A adsorção inclui os processos nos quais o soluto adere à superfície do sólido por forças eletrostáticas. A sorção química ocorre quando o soluto é incorporado ao sedimento, ou superfície rochosa por reação química. A absorção acontece quando as partículas do aquífero são porosas, assim, o soluto consegue absorver no interior delas (Fetter, 1993).

2.5.4. Modelo de fluxo e transporte de contaminantes

Pela quantidade de mecanismos que afetam o transporte de contaminantes, uma série de soluções analíticas devem estar disponíveis, as quais não somente preveja o transporte de contaminantes, mas também analise os próprios mecanismos e suas interações entre os fluídos e o meio poroso em conjunto com experimentos (Van Genuchten, 1982).

Apenas os registros de campo disponíveis com um histórico razoável do sistema, não há como calcular o comportamento futuro em escala real, a menos que se estabeleçam condições de contorno. Um experimento em grande escala seria possivelmente demorado e com alto custo, sendo o único recurso viável a construção de um modelo que retrata coerentemente o comportamento do sistema em escala real e simule os parâmetros físicos relevantes, além de descrever as características globais significativas dos fenômenos de transporte (Patil, 2014).

Os resultados de um monitoramento de concentração de contaminantes perigosos muitas vezes pedem atitudes corretivas, exigidas em regulamentações e normas. Qualquer plano de mitigação, operações de remediação ou medidas de controle, uma vez que a contaminação foi detectada no meio subterrâneo, requer a previsão de caminhos preferenciais e o destino dos contaminantes. Este prognóstico, especialmente na zona não saturada, devido à forma como os fluidos se comportam, ajuda nos projetos de recuperação, tornando-os menos complexos e caros (Bear, 2009).

O transporte de contaminantes em um meio poroso pode ser conceituado mediante modelos de equilíbrio físico de advecção-dispersão (ADE) ou mediante modelos de não equilíbrio físico ou químico. Os primeiros são fundamentados na equação de conservação de massa (continuidade) considerando apenas uma direção, eixo z de um volume elementar representativo (Carbajal, 2017). Os ADE baseiam-se na descrição clássica do escoamento e transporte de solutos uniformes, cuja matriz do meio poroso é formada por partículas sólidas ou agregados impermeáveis separados por poros ou fraturas, locais onde o escoamento e o transporte de soluto acontecem (Šimůnek & van Genuchten, 2006).

Sabe-se que os processos físicos de contaminação são modelados por EDP – equações parciais diferenciais, nas quais as soluções analíticas são muito complexas de derivação. Para solucionar analiticamente a Equação 2.27, transformadas de Laplace e Fourier são aplicadas e condições iniciais e de contorno assumidas e mostradas a seguir:

$$cw(x, y, z, 0) = c_0 \left[H\left(x + \frac{b}{2}\right) - H\left(x - \frac{b}{2}\right) \right] \left[H\left(y + \frac{l}{2}\right) - H\left(y - \frac{l}{2}\right) \right] \left[H\left(z + \frac{m}{2}\right) - H\left(z - \frac{m}{2}\right) \right] \quad (2.28)$$

$$\frac{\partial cw}{\partial x}(\pm\infty, y, z, t) = 0 \quad (2.29)$$

$$\frac{\partial cw}{\partial y}(x, \pm\infty, z, t) = 0 \quad (2.30)$$

$$\frac{\partial cw}{\partial z}(x, y, \pm\infty, t) = 0 \quad (2.31)$$

Onde $u(x)$ (Heaviside) é a unidade definida como o valor de descontinuidade e matematicamente resulta em:

$$H(x) = \begin{cases} 0, & x < 0 \\ 1, & x \geq 0 \end{cases} \quad (2.32)$$

Da equação 2.28 entende-se um prisma com concentração inicial constante C_0 centrada na origem, com dimensões b , l e m , como mostra a Figura 2.7.

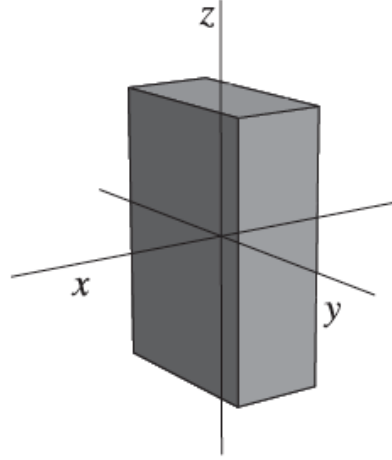


Figura 2.7 – Distribuição da concentração inicial (Ozelim & Calvante, 2013)

Para o caso especial apresentado e assumido, a solução analítica para a EDP 2.27 resulta, de acordo com Ozelim & Cavalcante (2013), em:

$$cw(x, y, z, t) = \frac{c_0 e^{-\lambda t}}{8} \left(\operatorname{erf} \left(\frac{\frac{b}{2} - x + v_x t}{\sqrt{4D_x^* t}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{-\frac{b}{2} - x + v_x t}{\sqrt{4D_x^* t}} \right) \right) * \left(\operatorname{erf} \left(\frac{\frac{l}{2} - y + v_y t}{\sqrt{4D_y^* t}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{-\frac{l}{2} - y + v_y t}{\sqrt{4D_y^* t}} \right) \right) * \left(\operatorname{erf} \left(\frac{\frac{m}{2} - z + v_z t}{\sqrt{4D_z^* t}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{-\frac{m}{2} - z + v_z t}{\sqrt{4D_z^* t}} \right) \right) \quad (2.33)$$

Onde,

$$D_x^* = \tau_x D_0 \quad (2.34)$$

$$D_y^* = \tau_y D_0 \quad (2.35)$$

$$D_z^* = \tau_z D_0 \quad (2.36)$$

Sendo que τ_i é a tortuosidade na direção x , y e z , D_0 é o coeficiente de difusão molecular em solução aquosa e D_i^* é o coeficiente de difusão molecular em meio poroso.

Além disso, o erro da função $\operatorname{erf}(x)$ é definido como

$$\operatorname{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-j^2} dj \quad (2.37)$$

A Equação 2.33 resulta na concentração do contaminante na solução aquosa do solo. Para obter a concentração no solo efetivamente, assumindo uma isoterma linear, há a relação:

$$C_s = K_d \cdot C_w \quad (2.38)$$

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo apresenta as ferramentas que foram usadas na modelagem do presente trabalho, além da metodologia envolvida desde a obtenção dos dados dos ensaios necessários até os modelos escolhidos para desenvolvimento numérico.

3.1. MATERIAIS

Os materiais e os dados utilizados podem ser divididos em dois grupos: os provenientes dos ensaios laboratoriais e a ferramenta necessária para a modelagem do transporte de contaminantes.

Na modelagem tridimensional do avanço de contaminantes na disposição de lodo de esgoto no solo, foi utilizado o programa *Wolfram Mathematica 10.0* (WOLFRAM RESEARCH, 2014). O *Mathematica* é um *software* baseado na linguagem *Wolfram* e é reconhecido mundialmente por sua proeza técnica e facilidade de uso, além de oferecer um sistema único integrado de expansão contínua que cobre a amplitude e a profundidade da computação técnica.

Já os dados experimentais foram realizados e obtidos na tese de doutorado de Silveira (2014), que objetivou analisar a influência da disposição de lodo de esgoto no solo, no que diz respeito à contaminação com metais pesados e possíveis mudanças nas características hidromecânicas de um perfil de solo da Estação de Tratamento de Esgoto Samambaia/Melchior, localizada no Distrito Federal. Para tanto, foram feitas sondagens a trado manual com coleta de amostras para a classificação expedita e completa, ensaios de permeabilidade, alguns ensaios de compatibilidade com o solo contaminado, ensaios de verificação da variação da resistência do solo que interage com a contaminação e ensaios de verificação do fluxo de contaminantes. Os experimentos foram realizados no Laboratório de Geotecnia e Laboratório de Saneamento da Universidade de Brasília, Laboratório Solo Química e Laboratório Quinosan.

A fim de conhecer os solos e determinar suas características, foram feitas 15 sondagens com amostras de solo da área da ETE Melchior, das quais as profundidades variaram de 2,5 a 5 metros, e posteriores ensaios de caracterização. Os tipos de solo da região, de acordo com classificação da Embrapa, e os encontrados na área de estudo são: Cd 3 (cambissolo álico – com argila de atividade baixa, A moderado, textura argilosa cascalhenta, fase floresta subcadufifólia, relevo suave ondulado, substrato filito, xisto, metassiltito e ardósia), Led1 (latossolo vermelho-escuro álico ou distrófico a moderado ou proeminente textura argilosa fase floresta subcaducifolia, relevo plano e suave ondulado) e

LVd1(latossolo vermelho álico – com A moderado, textura argilosa, fase floresta subcaducifolia, relevo plano e suave ondulado). O resultado mostra um solo típico do DF, laterítico. Essa caracterização é importante na determinação do teor de umidade do solo, parâmetro fundamental na solução da equação dos modelos usados neste trabalho, já que a sucção é função desse teor e a condutividade hidráulica é função da sucção; Ou seja, a condutividade hidráulica é ainda uma função do teor de umidade volumétrico.

Com a caracterização preliminar, foi possível pensar em uma área adequada para construção das células. Silveira (2014) desenvolveu uma metodologia prática para a análise da influência da disposição de lodo de esgoto no solo a partir de células enterradas, como mostram as Figuras 3.1 e 3.2, onde o lodo foi adicionado e armazenado por seis meses para posterior análise da difusão em campo. A disponibilidade de uma área dentro da estação de tratamento da Caesb foi o determinante na escolha da área, e, com isso, foram feitos ensaios mais completos para caracterização do solo, como por exemplo, a umidade higroscópica (w_0), a massa específica real dos grãos (ρ_s), a massa específica aparente seca (ρ_d), o índice de vazios (e) e a porosidade (n).

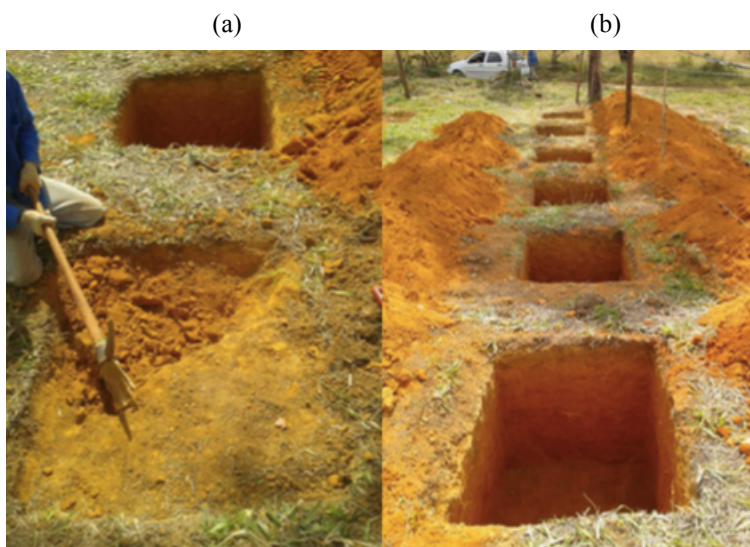


Figura 3.1 – Escavações das células em campo. (a) início da escavação; (b) células já escavadas



Figura 3.2 – Preenchimento das células com lodo de esgoto. (a) basculamento do lodo na área; (b) pá carregadeira preenchendo a célula com lodo.

Os ensaios seguiram as recomendações das Normas Técnicas Brasileiras (NBR) da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Na caracterização do solo da área para a construção das células, foi plotada a curva granulométrica do solo (Figura 3.3), na qual possibilitou a análise do tipo de solo da região.

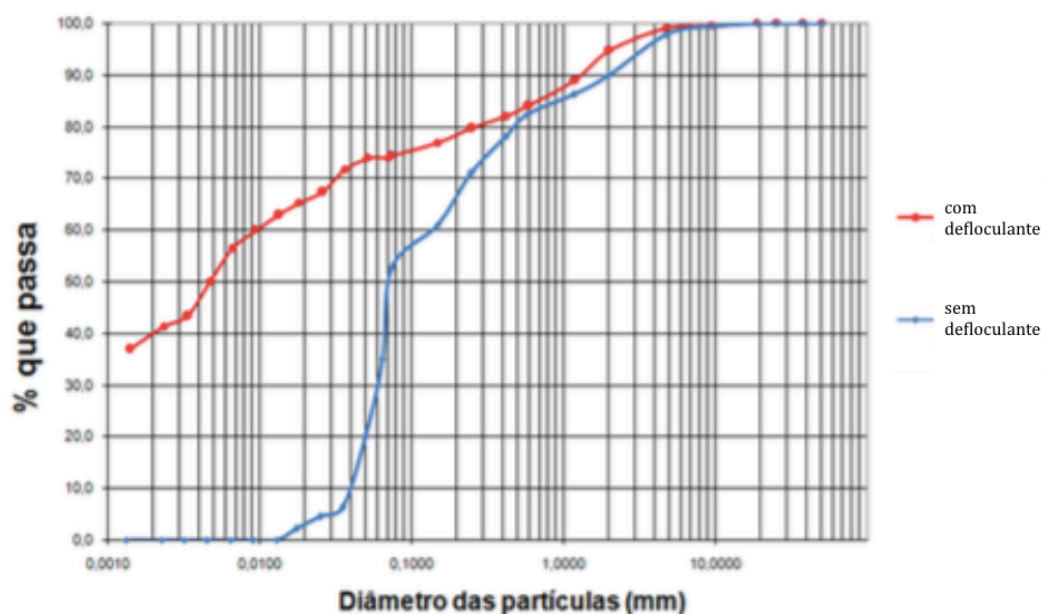


Figura 3.3 – Curva granulométrica

A partir da curva da Figura 3.3 é possível concluir as análises mostradas na Tabela 3.1, onde o solo sem defloculante resultou em um solo site arenoso e o com defloculante, argila siltosa.

Além disso, foram realizadas análises químicas no solo do local do experimento da ETE Samambaia/Melchior. O resumo dos valores medidos segue na Tabela 3.2, sendo valores iniciais importantes para o prosseguimento da modelagem.

Tabela 3.1 – Resultado da análise da curva granulométrica (Fonte: Silveira, 2014)

| D (mm) | Classificação | Sem deflocutante (%) | Com defloculante (%) |
|---------------|------------------|------------------------------|----------------------|
| 6,0 – 20,0 | Pedregulho médio | 1,8 | 0,9 |
| 2,0 – 6,0 | Pedregulho fino | 8,2 | 4,3 |
| 0,6 – 2,0 | Areia grossa | 7,4 | 10,6 |
| 0,2 – 0,6 | Areia média | 16,4 | 5,9 |
| 0,06 – 0,2 | Areia fina | 20,8 | 4,4 |
| 0,002 – 0,006 | Silte | 45,4 | 32,02 |
| < 0,002 | Argila | 0,0 | 41,75 |
| Solo: | | Silte arenoso com pedregulho | Argila siltosa |

Tabela 3.2 – Caracterização do solo no local do experimento da ETE Samambaia/Melchior (Fonte: Silveira, 2014)

| Parâmetros medidos | Valor |
|--|--------|
| pH em H ₂ O | 6,0 |
| pH em KCl | 4,8 |
| Fósforo – P, em mg/dm ³ = ppm | 0,2 |
| Cálcio – Ca, em cmol _c /dm ³ = mE/100ml | 0,6 |
| Magnésio – Mg, em cmol _c /dm ³ = mE/100ml | 0,1 |
| Potássio – K, em cmol _c /dm ³ = mE/100ml | 0,07 |
| Sódio – Na, em cmol _c /dm ³ = mE/100ml | 0,03 |
| Alumínio – Al, em cmol _c /dm ³ = mE/100ml | 0,0 |
| Acidez (H+Al), em cmol _c /dm ³ = mE/100ml | 3,2 |
| Soma das bases, em cmol _c /dm ³ = mE/100ml | 0,8 |
| CTC, ou T, em cmol _c /dm ³ = mE/100ml | 4,0 |
| Saturação de Bases – V, em % | 20,0 |
| Saturação por Alumínio – m, em % | 0,0 |
| Saturação com Sódio – ISNa, em % | 0,8 |
| Carbono Orgânico – C, em g/kg | 11,5 |
| Matéria orgânica – MO, em g/kg | 19,8 |
| Metais pesados | |
| Cromo, em mg/dm ³ = ppm | < 0,01 |
| Cádmio, em mg/dm ³ = ppm | < 0,01 |
| Níquel, em mg/dm ³ = ppm | < 0,01 |
| Cobre disponível – Cu, em mg/dm ³ = ppm | 1,24 |
| Manganês – Mn, em mg/dm ³ = ppm | 0,22 |
| Zinco – Zn, em mg/dm ³ = ppm | 1,04 |

Para a caracterização do extrato de lodo da Estação de Tratamento de Esgoto Melchior coletou-se cerca de 1,5 litros do lodo centrifugado após polimento final para a determinação, no laboratório Solo Química e no laboratório de Saneamento da UnB, da concentração dos parâmetros, além do pH e da condutividade. O tratamento completo nessa ETE envolve o reator *UASB* (Reator de fluxo ascendente, RAFA em português), seguido de

lagoa facultativa, lagoa de alta taxa, lagoa de polimento e por último, o polimento final. O extrato de lodo sai, após processamento e centrifugação, com uma umidade de aproximadamente 80%. O líquido gerado pela centrifugação é reinserido no sistema de tratamento para ser tratado e ajudar no polimento.

A análise química também foi feita no extrato centrifugado de lodo, assim conheceu-se a composição em termos de metais pesados. Os resultados de caracterização seguem nas Tabelas 3.3 e 3.4.

Tabela 3.3 – Atributos analisados para o extrato de lodo centrifugado (Fonte: Silveira, 2014)

| Parâmetros Analisados | Valores |
|---|----------------|
| pH | 7,21 |
| Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 1527 |
| Sólidos Totais (mg/l) | 759 |
| Alumínio, Al (mg/l) | 0,00 |
| Potássio, K (mg/l) | 0,78 |
| Sódio, Na (mg/l) | 0,23 |
| Cloreto, Cl^- (mg/l) | 12,42 |
| Cobre, Cu (mg/l) | 1,18 |
| Manganês, Mn (mg/l) | 1,90 |
| Ferro, Fe (mg/l) | 4,64 |
| Zinco, Zn (mg/l) | 0,67 |
| Nitrato, NO_3^- (mg/l) | < 0,05 |
| Boro, B (mg/l) | 0,03 |
| Cálcio, Ca (mg/l) | 6,01 |
| Magnésio, Mg (mg/l) | 1,22 |
| Arsênio, As (mg/l) | < 0,01 |
| Cádmio, Cd (mg/l) | < 0,01 |
| Chumbo, Pb (mg/l) | 0,02 |
| Níquel, Ni (mg/l) | 0,01 |
| Cromo, Cr (mg/l) | < 0,01 |
| Sulfeto (mg/l) | < 0,01 |
| Cianeto (mg/l) | < 0,01 |
| Sulfato (mg/l) | 1,99 |

A estação de tratamento em questão não possui nenhum tratamento químico para a remoção de metais pesados, isso resulta em concentrações finais acima dos recomendados pelas normatizações padrões de referência – especialmente o manganês e o cobre.

Dos ensaios realizados, os geoambientais são os mais relevantes para o presente trabalho, pois são fundamentais no entendimento do fluxo de contaminantes. Vale pontuar os dois principais: o ensaio de sorção e o ensaio de difusão. Para esses ensaios, o contaminante utilizado foi o coletado antes da centrifugação – lodo bruto. Isso foi necessário porque verificaram-se concentrações baixas dos elementos no extrato do lodo centrifugado, o que resultaria em uma não detecção das quantidades de metais pelos limites de quantificação.

Tabela 3.4 – Caracterização do lodo bruto de esgoto

| Lodo de esgoto | Valores |
|--|---------|
| pH em H ₂ O | 6,80 |
| Fósforo – P, em mg/dm ³ = ppm | 117,00 |
| Cálcio – Ca, em cmol _e /dm ³ = mE/100ml | 1,21 |
| Magnésio – Mg, em cmol _e /dm ³ = mE/100ml | 0,47 |
| Potássio – K, em cmol _e /dm ³ = mE/100ml | 0,46 |
| Sódio – Na, em cmol _e /dm ³ = mE/100ml | 0,07 |
| Alumínio – Al, em cmol _e /dm ³ = mE/100ml | 0,20 |
| Acidez (H+Al), em cmol _e /dm ³ = mE/100ml | 3,40 |
| Soma das bases, em cmol _e /dm ³ = mE/100ml | 1,21 |
| CTC, ou T, em cmol _e /dm ³ = mE/100ml | 21,00 |
| Saturação de Bases – V, em % | 26,00 |
| Saturação por Alumínio – m, em % | 14,80 |
| Saturação com Sódio – ISNa, em % | 5,80 |
| Carbono Orgânico – C, em g/kg | 16,80 |
| Matéria orgânica – MO, em g/kg | 28,90 |
| Relação CTC/C orgânico | 0,70 |
| Relação C/N | 62,50 |
| Demanda química de oxigênio – DQO - mg/g | 749,00 |
| Soma dos sais mg/kg ou ppm | 222,00 |
| Metais pesados | |
| Boro (em mg/dm ³ = ppm) | 104,00 |
| Cromo (em mg/dm ³ = ppm) | 0,02 |
| Cádmio (em mg/dm ³ = ppm) | < 0,01 |
| Ferro (em mg/dm ³ = ppm) | 6,98 |
| Níquel (em mg/dm ³ = ppm) | < 0,01 |
| Cobre disponível (em mg/dm ³ = ppm) | 0,10 |
| Manganês (em mg/dm ³ = ppm) | 0,06 |
| Zinco (em mg/dm ³ = ppm) | 0,40 |

O ensaio de sorção ajuda na determinação da relação entre a massa de soluto adsorvida e normalizada em relação à massa de solo utilizada. Além de ajudar também na determinação do coeficiente de distribuição (k_d), pelo modelo da isoterma. Nesse ensaio, agita-se o contaminante de interesse, por um determinado tempo, com a mesma massa de solo, mudando as concentrações de contaminante. As concentrações utilizadas foram: 100%, 80%, 60%, 40% e 20%, nas seguintes configurações: sorção com contaminante de lodo de esgoto bruto; solução sintética de cloreto de cromo 3 e níquel; contaminante de lodo bruto para a determinação de nitrato.

Seguem as Tabelas 3.5 e 3.6 com os resultados referentes aos dados do ensaio de sorção dos metais níquel e cromo. Os demais metais não obtiveram ajustes nos modelos de isoterma e, portanto, não se obtiveram seus valores de k_d .

Os valores do coeficiente de distribuição encontrados pelas isotermas dos dois metais apresentados seguem na Tabela 3.7.

Tabela 3.5 – Dados de sorção para o níquel

| Solução | C ₀ (mg/l) | C _e (mg/l) | M. sorvida (g) | S (mg/g) |
|---------|-----------------------|-----------------------|----------------|----------|
| 100% | 0,022 | 0,009 | 0,005 | 0,0001 |
| 80% | 0,018 | 0,008 | 0,004 | 0,001 |
| 60% | 0,010 | 0,007 | - | - |
| 40% | 0,090 | 0,004 | - | - |
| 20% | <0,005 | - | - | - |

Tabela 3.6 – Dados de sorção para o cromo

| Solução | C ₀ (mg/l) | C _e (mg/l) | M. sorvida (g) | S (mg/g) |
|---------|-----------------------|-----------------------|----------------|----------|
| 100% | 0,64 | 0,096 | 0,021 | 0,0054 |
| 80% | 0,46 | 0,073 | 0,015 | 0,0039 |
| 60% | 0,31 | 0,025 | 0,011 | 0,0029 |
| 40% | 0,26 | 0,017 | 0,009 | 0,0024 |
| 20% | 0,0082 | 0,005 | 0,003 | 0,008 |

Tabela 3.7 – Valores de isotermas, k_d

| | Cromo sintético | Níquel sintético |
|----------------|-----------------|------------------|
| k _d | 0,0096 | 0,0029 |

Para o ensaio de difusão em campo, foram construídas 12 células com dimensões de 1 m³, mostradas anteriormente nas Figuras 3.1 e 3.2. Seis delas foram feitas sem intervenção nenhuma ou qualquer obra de engenharia, enquanto que as outras seis apresentavam em seu fundo duas camadas de 10 cm de liner compactado e as laterais revestidas com lona plástica. A coleta das amostras para este ensaio foi feita após a abertura das células seis meses depois do preenchimento; sendo as amostras de lodo retiradas a 0,5 metros e imediatamente acima da camada de solo, a fim de obter-se o valor de umidade da massa de lodo; e as de solo foram coletadas em tubos de PVC de 10 cm, de forma triangular no fundo das células.

Outro parâmetro importante para a modelagem do transporte de contaminantes é a massa específica dos grãos. Aqui utilizou-se, de forma convencional, o pentapícnometro modelo pentapyc 5200e da “Quantachome Instruments”, o qual se baseia no princípio de Arquimedes do deslocamento de fluidos e a lei de Boyle para expansão de gás. O valor encontrado por Silveira (2014) foi de 2,68 g/cm³.

Em relação à curva característica, Silveira (2014) construiu uma curva do teor de umidade gravimétrico versus sucção, segue na Figura 3.4. Os dados de sucção foram obtidos a partir da técnica do papel filtro com contato, o qual mede apenas a sucção mátrica (aquela devido aos efeitos de capilaridade e das forças de sorção), em um intervalo de 30 a 30.000 kPa. Essa técnica tem algumas desvantagens por não ser possível fazer medições contínuas,

pela dificuldade de se garantir um bom contato entre o papel e o solo, além de não ser possível de ser usado em campo e necessitar de um longo tempo de medição.

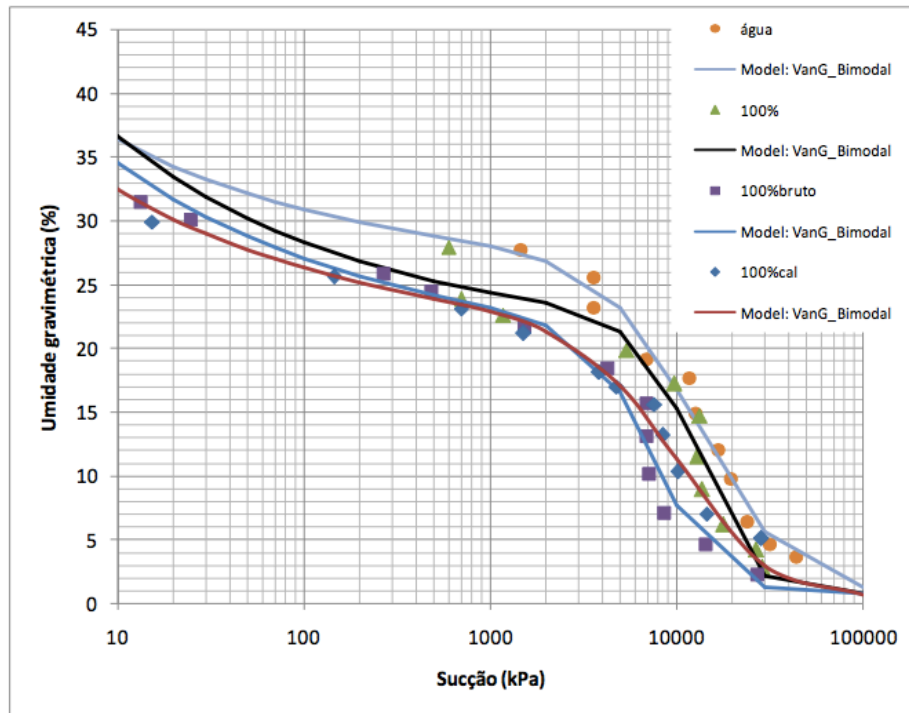


Figura 3.4: Curva característica de retenção de água e contaminantes (Silveira, 2014)

A curva característica de Silveira (2014) foi ajustada conforme o Modelo de Vang Bimodal com adaptações de Otalvaro & Cordão Neto (2011) e mostrou que o solo, ao contaminar, apresenta uma tendência de diminuição de sua sucção matricial.

Com a curva de compactação (Figura 3.5) obtiveram-se os valores da massa específica aparente seca máxima ($1,38 \text{ g/cm}^3$), da umidade ótima (27,5%). Além disso, Silveira (2014) obteve valores do índice de vazios ($e = 0,94$) e da porosidade ($n = 48\%$) e da condutividade hidráulica saturada ($k_s = 2,2\text{E}10\text{-}5$).

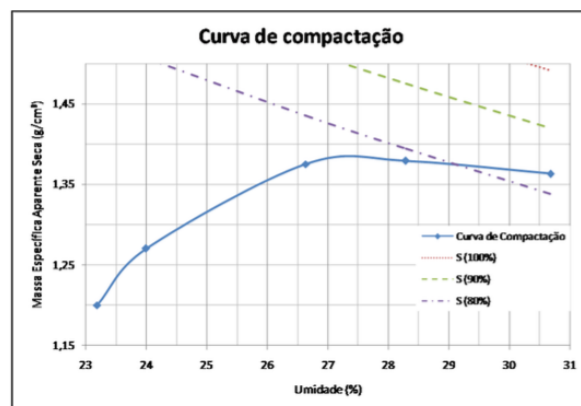


Figura 3.5 – Curva de compactação proctor normal

3.2. METODOLOGIA

A metodologia do presente projeto envolve três principais etapas. São elas: revisão bibliográfica, a modelagem e a análise dos resultados. Os tópicos que se seguem explicam mais detalhadamente cada etapa.

3.2.1. Revisão Bibliográfica

De início, foi feita uma revisão da literatura, unindo conhecimentos de teoria envolvida no tratamento de esgoto, disposição do lodo e transporte de contaminantes em meio poroso não saturado, com trabalhos de pesquisa dentro do contexto, realizados essencialmente no Brasil. Neste trabalho foi utilizado majoritariamente a tese de doutorado de Silveira (2014), que estudou os aspectos geotécnicos e ambientais da disposição adequada de lodo de esgoto.

3.2.2. Modelagem

Na continuidade da metodologia desta pesquisa qualitativa e explicativa, foi feita a modelagem dos fenômenos difusivos de transporte. Para propor uma modelagem de transporte de contaminantes no solo foi adotada uma estrutura de procedimentos. Inicialmente foram determinadas as melhores leis que representam os fenômenos difusivos de transporte, priorizando primitivamente a Equação de Richards e a Equação 3D do transporte de contaminantes.

Com isso, seguiu-se para a etapa de identificação e seleção das variáveis de estado do modelo escolhido. Para tanto, a obtenção da totalidade dos parâmetros input da modelagem resumiu-se na compilação dos dados experimentais de Silveira (2014) com premissas e suposições aplicadas aos parâmetros até então desconhecidos. É importante pontuar que *a priori* não foram feitos questionamentos sobre a validade dos dados experimentais obtidos nesses estudos anteriores.

A modelagem tridimensional de ensaio de difusão em grande escala em solo não saturado exigiu os seguintes parâmetros input:

- ✓ Dimensões do volume de controle $\rightarrow b, m, l$
- ✓ Massa específica aparente seca do meio poroso $\rightarrow \rho_d$
- ✓ Teor de umidade volumétrico saturado e residual $\rightarrow \theta_r$ e θ_s
- ✓ Teor de umidade volumétrico inicial e do solo - θ_i e θ_0
- ✓ Parâmetro de ajuste hidráulico $\rightarrow \delta$
- ✓ Condutividade hidráulica saturada nas três direções $\rightarrow k_{sx}, k_{sy}, k_{sz}$

- ✓ Coeficiente de distribuição (inclinação linear da isoterma de absorção) – para cada metal pesado em análise $\rightarrow K_d$
- ✓ Concentração Inicial $\rightarrow C_0$
- ✓ Coeficiente de difusão molecular em solução aquosa para cada metal pesado em análise $\rightarrow D_0$
- ✓ Tortuosidade $\rightarrow \tau(\theta)$

As dimensões do volume de controle foram assumidas a partir do volume de 1 m³ escavado na tese de Silveira (2014), considerando assim uma célula cúbica de 1 x 1 x 1 metro.

Para os valores das massas específicas, aparente seca do meio poroso e dos grãos, os ensaios de Silveira foram representativos e, portanto, foram usados os valores lá obtidos e aqui citados no item 3.1.

Quanto aos teores de umidade volumétrica saturada e residual, foram definidos a partir de uma nova curva característica, assim como o valor de δ . Esta nova curva foi obtida da transformação simples do eixo das ordenadas que atualmente é umidade gravimétrica para umidade volumétrica. Para isso foi utilizada a relação:

$$\theta = \theta_g \cdot \frac{\rho_d}{\rho_w} \quad (3.1)$$

Onde, θ é o teor de umidade volumétrico, θ_g é o teor de umidade gravimétrico, ρ_d é a massa específica aparente seca e ρ_w é a massa específica da água. Aqui, o teor de umidade volumétrico substituiu a porosidade no modelo ADE (advecção-difusão), para determinar a pluma de contaminação do lodo de esgoto. Além disso, o modelo é unimodal, considerando apenas os efeitos da macroporosidade.

O meio foi considerado isotrópico e, portanto, os valores de condutividade hidráulica não saturada em função da sucção – $k(\varphi)$ são iguais em todas as direções ($k_{sx}=k_{sy}=k_{sz}$) e iguais ao valor encontrado e apresentado por Silveira (2014).

Como foi apresentado no item 3.1, apenas os coeficientes de distribuição (K_d) para dois metais pesados conseguiram ser ajustados por Silveira (2014). Optou-se, portanto, por adquirir os valores de K_d para cada metal em análise na literatura.

Os valores dos coeficientes de difusão molecular em solução aquosa para cada metal pesado em análise (D_0) foram assumidos a partir de dados encontrados na literatura e apresentados na Tabela 3.8, para a coluna de 25°C. Já os valores de tortuosidade serão

calculados respeitando a relação com os teores de umidade volumétrico e de forma isotrópica ($\tau_x = \tau_y = \tau_z = \tau$).

Tabela 3.8 – Coeficientes de difusão molecular em solução aquosa

| D_0 ($10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$) | | | | | | | |
|--|-------|-------|-------|--|-------|-------|-------|
| Cátion | 0 °C | 18 °C | 25 °C | Ânion | 0 °C | 18 °C | 25 °C |
| H ⁺ | 56.7 | 81.70 | 93.10 | OH ⁻ | 25.60 | 44.9 | 52.70 |
| Li ⁺ | 4.72 | 8.69 | 10.30 | F ⁻ | | 12.10 | 14.60 |
| Na ⁺ | 6.27 | 11.30 | 13.30 | Cl ⁻ | 10.60 | 17.10 | 20.30 |
| K ⁺ | 9.86 | 16.70 | 19.60 | Br ⁻ | 10.50 | 17.60 | 20.10 |
| Rb ⁺ | 10.60 | 17.60 | 20.60 | I ⁻ | 10.30 | 17.20 | 20.00 |
| Cs ⁺ | 10.60 | 17.70 | 20.70 | IO ₃ ⁻ | 5.05 | 8.79 | 10.60 |
| NH ₄ ⁺ | 9.80 | 16.80 | 19.80 | HS ⁻ | 9.78 | 14.80 | 17.30 |
| Ag ⁺ | 8.50 | 14.00 | 16.60 | S ⁻² | | 6.95 | |
| Ti ⁺ | 10.60 | 17.00 | 20.10 | HSO ₄ ⁻ | | | 13.30 |
| Cu (OH) ⁺ | | | 8.30 | SO ₂ ⁻² | 5.00 | 8.90 | 10.70 |
| Zn (OH) ⁺ | | | 8.54 | SeO ₄ ⁻² | 4.14 | 8.45 | 9.46 |
| Be ²⁺ | | 3.64 | 5.85 | NO ₂ ⁻ | | 15.30 | 19.10 |
| Mg ²⁺ | 3.56 | 5.94 | 7.05 | NO ₃ ⁻ | 9.78 | 16.10 | 19.0 |
| Ca ²⁺ | 3.73 | 6.73 | 7.93 | HCO ₃ ⁻ | 4.39 | | 11.80 |
| Sr ²⁺ | 3.72 | 6.70 | 7.94 | CO ₃ ⁻² | | 7.80 | 9.55 |
| Ba ²⁺ | 4.04 | 7.13 | 8.48 | H ₂ PO ₃ ⁻² | | 7.15 | 8.46 |
| Ra ²⁺ | 4.02 | 7.45 | 8.89 | H ₂ PO ₄ ⁻² | | | 7.34 |
| Mn ²⁺ | 3.05 | 5.75 | 6.88 | PO ₄ ⁻³ | | | 6.12 |
| Fe ²⁺ | 3.41 | 5.82 | 7.19 | H ₂ AsO ₄ ⁻ | | | 9.05 |
| Co ²⁺ | 3.41 | 5.72 | 6.99 | H ₂ SbO ₄ ⁻ | | | 8.25 |
| Ni ²⁺ | 3.11 | 5.81 | 6.79 | CrO ₄ I ⁻² | 5.12 | 9.36 | 11.20 |
| Cu ²⁺ | 3.41 | 5.88 | 7.33 | MoO ₄ ⁻² | | | 9.91 |
| Zn ²⁺ | 3.35 | 6.13 | 7.15 | WO ₄ | 4.27 | 7.67 | 9.23 |
| Cd ²⁺ | 3.41 | 6.03 | 7.17 | | | | |
| Pb ²⁺ | 4.56 | 7.95 | 9.45 | | | | |
| UO ₂ ²⁺ | | | 4.26 | | | | |
| Sc ³⁺ | | | 5.74 | | | | |
| Y ³⁺ | 2.60 | | 5.50 | | | | |
| La ³⁺ | 2.76 | 5.14 | 6.17 | | | | |
| Yb ³⁺ | | | 5.82 | | | | |
| Cr ³⁺ | | 3.90 | 5.94 | | | | |
| Fe ³⁺ | | 5.28 | 6.07 | | | | |
| Al ³⁺ | 2.36 | 3.46 | 5.69 | | | | |
| Th ³⁺ | | 1.53 | | | | | |

Fonte: (modificado de LERMAN, 1979).

As concentrações iniciais para cada metal pesado foram consideradas iguais a 1. Estabeleceu-se a fim de obter um resultado normatizado que representa, na verdade, a razão C/C₀. Posteriormente, foi analisado se as concentrações finais, dada as concentrações iniciais

de Silveira (2014), atendem o estabelecido pela legislação, especialmente a CONAMA 375/06, 396/08 e 420/09.

No cenário criado para o presente trabalho, assumiram-se algumas hipóteses e simplificações. São elas:

- O fluxo não saturado é contínuo e independente, tanto da água e dos contaminantes quanto do ar. O tamanho dos poros é consideravelmente maior do que o tamanho das moléculas do fluido;
- Os efeitos do decaimento radioativo foram desconsiderados ($\lambda=0$), ou seja, assumir-se-á que o lodo de esgoto não apresenta poluentes radioativos e, portanto, não há perda de energia devido à emissão de partículas α , β e de radiação γ ;
- O tempo de exposição das células (6 meses) coincide com o tempo seco em Brasília;
- As velocidades de fluxo em todas as direções (x, y e z) foram consideradas nulas, desconsiderando assim os efeitos do transporte de contaminantes por advecção e dispersão mecânica;
- O nível do lençol freático foi considerado suficientemente baixo, podendo observar assim apenas o fluxo não saturado;
- A sucção osmótica é desprezível;
- Apesar do solo apresentar distribuição bimodal na curva característica, com dois poros médios, o modelo proposto é para solos uni modais e o ajuste foi feito ciente dessa simplificação.

A sequência dos procedimentos de modelagem segue com a escolha de um programa de modelagem numérica que seja adequado para a proposta. Aqui, foi escolhido o software *Mathematica*, onde todas as equações e modelos foram incorporados e plotados, a fim de gerar gráficos do avanço da pluma.

O modelo agrega a linearização da Equação de Richards proposta por Cavalcante & Zornberg (2017) e a solução matemática proposta por Cavalcante et. al (2017) com a solução da Equação 3D do Transporte de Contaminantes proposta por Ozelim e Cavalcante (2013). A solução da equação do transporte, inclusas as simplificações e hipóteses assumidas resulta em:

$$Cw(x, y, z, t) = \frac{C_o}{8} \left(\operatorname{erf} \left(\frac{\frac{b}{2} - x}{2\sqrt{\frac{dh_x}{R}t}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{\frac{-b}{2} - x}{2\sqrt{\frac{dh_x}{R}t}} \right) \right) * \left(\operatorname{erf} \left(\frac{\frac{l}{2} - y}{2\sqrt{\frac{dh_y}{R}t}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{\frac{-l}{2} - y}{2\sqrt{\frac{dh_y}{R}t}} \right) \right) * \left(\operatorname{erf} \left(\frac{\frac{m}{2} - z}{2\sqrt{\frac{dh_z}{R}t}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{\frac{-m}{2} - z}{2\sqrt{\frac{dh_z}{R}t}} \right) \right) \quad (3.2)$$

Sendo que R é o retardo, definido por:

$$R = 1 + \frac{\rho_d k_d}{\theta(x, y, z, t)} \quad (3.6)$$

O teor de umidade volumétrico (θ) foi calculado previamente pelo modelo, seguindo a solução apresentada anteriormente (Equação 2.22). Onde a tortuosidade, de acordo com Salinas (2017), é função dos teores de umidade volumétrica, seguindo a relação:

$$\tau = \frac{\theta_s^2}{\theta(x, y, z, t)^{\frac{10}{3}}} \quad (3.7)$$

Por fim, foram delimitadas as condições iniciais e de contorno:

- $\theta(x, y, z, 0) = \theta_i$, com θ_i constante;
- $\theta(0, y, z, t) = \theta_0$, com θ_0 constante;
- $\theta(x, 0, z, t) = \theta_0$, com θ_0 constante;
- $\theta(x, y, 0, t) = \theta_0$, com θ_0 constante;
- $\frac{\partial \theta}{\partial z}(\infty, y, z, t) = 0$;
- $\frac{\partial \theta}{\partial z}(x, \infty, z, t) = 0$;
- $\frac{\partial \theta}{\partial z}(x, y, \infty, t) = 0$;

3.2.3. Análise de Resultados

Com a modelagem estabelecida e os modelos gerados no *Mathematica*, por fim, foram feitas análises dos resultados encontrados, comparando com os obtidos experimentalmente por Silveira (2014) e concluindo as potenciais consequências da disposição de lodo de esgoto no solo para a qualidade do solo e das águas subterrâneas.

4. RESULTADOS

Neste item serão apresentados e discutidos os resultados da modelagem tridimensional de ensaio de difusão em grande escala em solo não saturado. A distribuição do teor de umidade volumétrico, as plumas de contaminação transientes causadas pelo lodo e a verificação da representatividade dos fenômenos por este modelo também serão aqui apresentadas.

Para simular o processo de infiltração dos contaminantes e, conseqüentemente, a variação do teor de umidade volumétrico, sob condições não saturadas, utilizou-se a solução analítica de Cavalcante & Zornberg (2017) da equação de Richards para fluxo não saturados e a solução matemática de Cavalcante *et al.* (2017). Esta solução analítica apresenta uma distribuição do teor de umidade volumétrico dentro do meio poroso variando no espaço tridimensional e no tempo. As distribuições do teor de umidade volumétrico, sob condições não saturadas, substitui a porosidade no modelo ADE, para determinar as plumas de contaminação transientes no solo abaixo das células de lodo.

A análise da contaminação no solo abaixo das células de lodo seguiu a ideia apresentada na Figura 4.1. Ou seja, o zero na modelagem, representa, em campo, a posição -1 no eixo z.

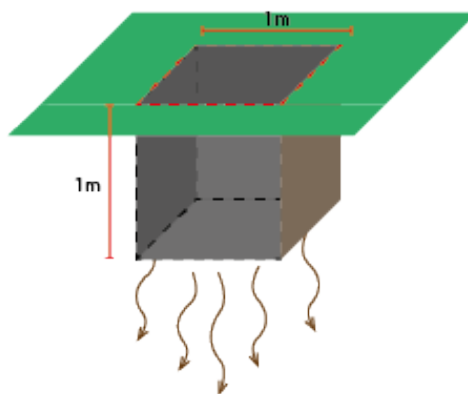


Figura 4.1 – Posição de análise

Na Tabela 4.1 são apresentados os parâmetros utilizados para modelagem unidimensional do transporte de contaminantes em condição não saturada, que descrevem tanto os parâmetros hidráulicos como os parâmetros de transporte de contaminantes.

Tabela 4.1 - Parâmetros utilizados na simulação do transporte de contaminantes

| Parâmetros de Input | | Cu | Mn | Zn | Cd | Cr | Ni |
|---|---------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Equação Transporte de Contaminantes | | | | | | | |
| Concentração inicial | C_0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Coef de difusão em solução aquosa (m^2/s) | D_0 | 7,33E-10 | 6,88E-10 | 8,54E-10 | 7,17E-10 | 5,94E-10 | 6,79E-10 |
| Largura do volume de controle (m) | b | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Comprimento do volume de controle (m) | l | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Profundidade do volume de controle (m) | m | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Massa específica seca (kg/m^3) | ρ_d | 1380 | 1380 | 1380 | 1380 | 1380 | 1380 |
| Coeficiente de distribuição (m^3/kg) | k_d | 0,0066 | 0,0047 | 0,0069 | 0,0099 | 0,0168 | 0,0029 |
| Equação do Fluxo não-saturado | | | | | | | |
| Teor de umidade volumétrico saturado | θ_s | 0,48 | 0,48 | 0,48 | 0,48 | 0,48 | 0,48 |
| Teor de umidade volumétrico residual | θ_r | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| Teor de umidade volumétrico inicial | θ_i | 0,34 | 0,34 | 0,34 | 0,34 | 0,34 | 0,34 |
| Teor de umidade volumétrico solo | θ_0 | 0,25 | 0,25 | 0,25 | 0,25 | 0,25 | 0,25 |
| Parâmetro de ajuste hidráulico | δ | 0,0002 | 0,0002 | 0,0002 | 0,0002 | 0,0002 | 0,0002 |
| Condutividade hidráulica saturada (m/s) | $K_{s_{xyz}}$ | 2,2E10-5 | 2,2E10-5 | 2,2E10-5 | 2,2E10-5 | 2,2E10-5 | 2,2E10-5 |
| Profundidade máxima analisada (m) | l_z | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |

Modelando as equações com os parâmetros corretamente calibrados, os resultados finais gerados pelo *Mathematica* mostraram gráficos do avanço da pluma de contaminação para cada metal analisado. Mas para isso, foi necessário realizar alguns ajustes e análises.

Fundamental para o estudo, a curva característica (teor de umidade volumétrico x sucção) foi plotada a partir da curva característica (teor de umidade gravimétrico x sucção) de Silveira (2014), conforme foi apresentado na Figura 3.4. O resultado segue na Figura 4.2, a qual mostra o comportamento do teor de umidade volumétrico em função da sucção para diferentes valores de retenções e revela ainda informações quantitativas sobre a energia necessária para extrair o contaminante dos vazios do solo.

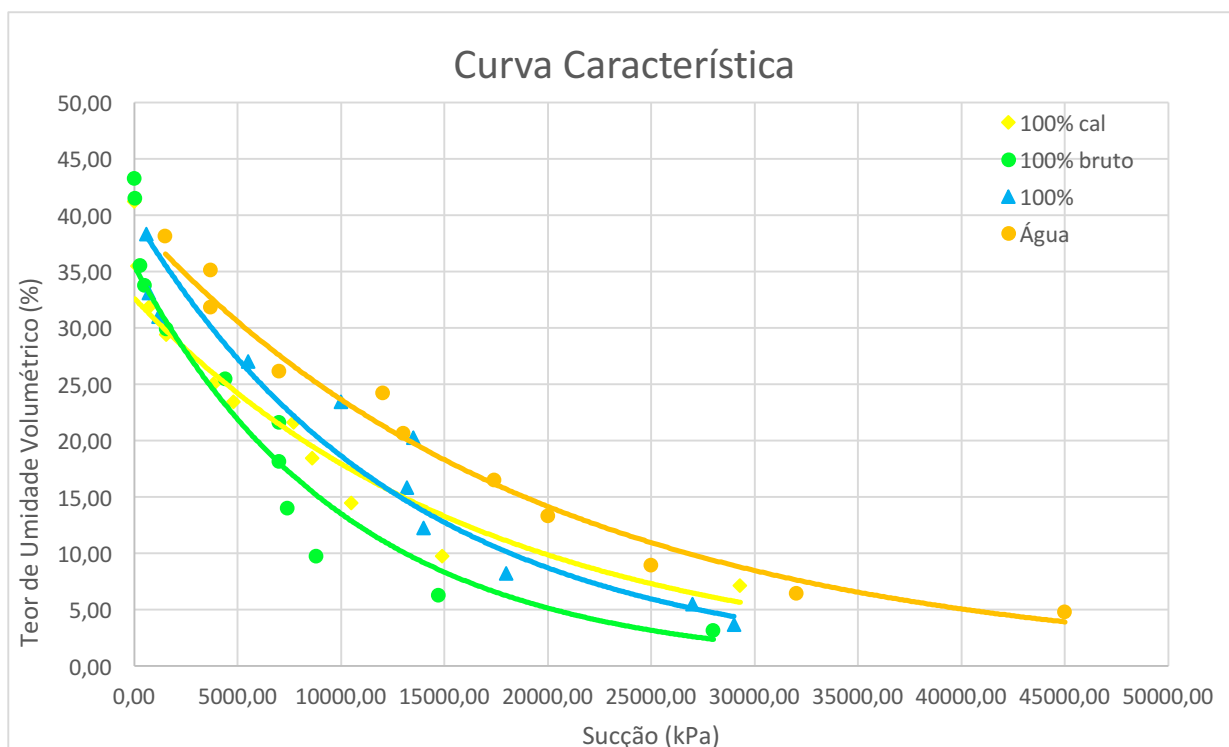


Figura 4.2 – Nova curva característica de retenção de água e contaminantes

Foram analisadas diferentes amostras que apresentaram a retenção de água e contaminantes. Observando as curvas, nota-se que o solo ao contaminar apresenta uma tendência de diminuir sua sucção matricial, já que a curva para a água está com valores maiores de sucção quando comparado com o solo em estado natural sem contaminação.

Além da curva característica, a outra ferramenta usada para solucionar a problemática da EDP sem solução analítica fechada é a função de condutividade hidráulica não saturada. Para tanto, e seguindo a proposta de Cavalcante & Zornberg (2017), primeiro o parâmetro δ foi ajustado a partir dos pontos referentes ao lodo 100% bruto da curva característica e da Equação 2.11, o que resultou no ajuste apresentado na Figura 4.3.

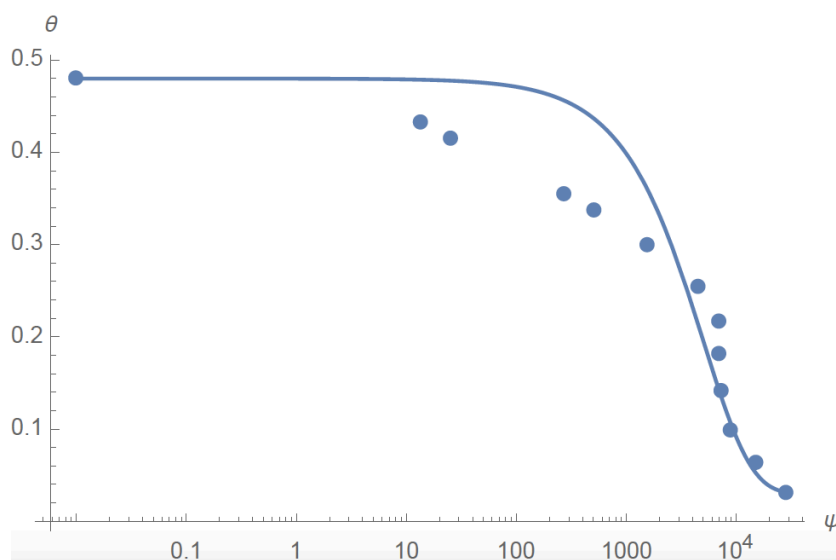


Figura 4.3 – Ajuste do valor de δ a partir da curva característica

Com isso e junto com a determinação do K_s realizada por Silveira (2014) e a Equação 2.12, o prosseguiu-se com a determinação da função de condutividade hidráulica não saturada para as três dimensões. Seguem abaixo o gráfico resultante – Figuras 4.4 – para os três eixos, sendo o solo considerado um meio isotrópico e, portanto, $K_{sx} = K_{sy} = K_{sz} = 2,2 \cdot 10^{-5}$ m/s. Por isso, foi apresentado apenas uma única vez.

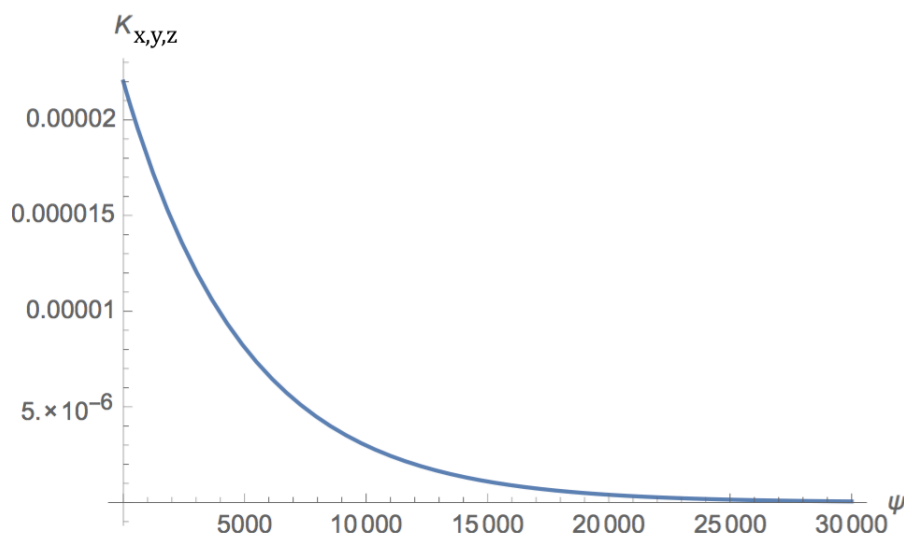


Figura 4.4 – Função de Condutividade Hidráulica Não Saturada

As funções de condutividade hidráulica não saturada nas três direções (x, y, z) são equivalentes e mostraram o comportamento da condutividade em função da sucção. Nota-se que o aumento da sucção gera uma redução no coeficiente de condutividade hidráulica não saturada.

Com isso, os parâmetros *input* do modelo estavam alinhados e calibrados para serem utilizados no *Mathematica*. O compilado do código utilizado encontra-se no ANEXO B. As Equações 2.22, 3.2 e os parâmetros input apresentados na Tabela 4.1 possibilitaram os resultados de concentrações no espaço e no tempo, para cada um dos seis metais em análise – zinco, cobre, manganês, cádmio, cromo e níquel. Seguem abaixo nas Figuras de 4.5 a 4.22 os resultados da concentração, em mg/l, para os seis metais da vista frontal ($y = 0$), em três tempos distintos: 3 meses após a contaminação, 6 meses e 1 ano. A segunda imagem de cada metal, a qual representa a contaminação após 6 meses de contaminação, representa exatamente o tempo no qual as células em campo permaneceram contaminadas nos experimentos de Silveira (2014). As imagens referentes a 1 ano são projeções e simulações para analisar caso as células ficassem expostas à contaminação por mais tempo.

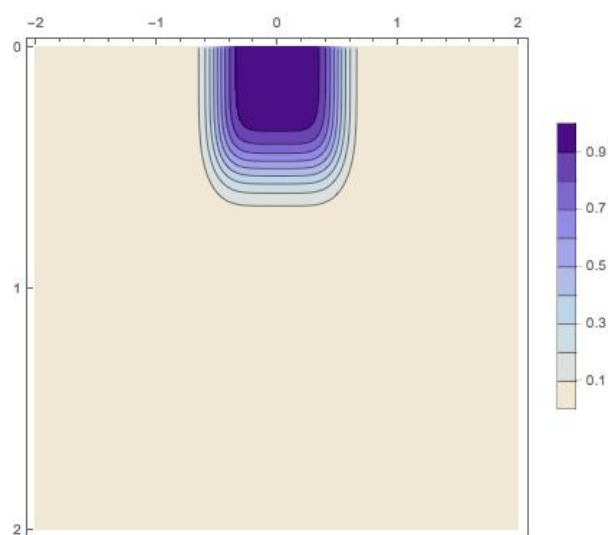


Figura 4.5 – Pluma de contaminação do Níquel após 3 meses de contaminação

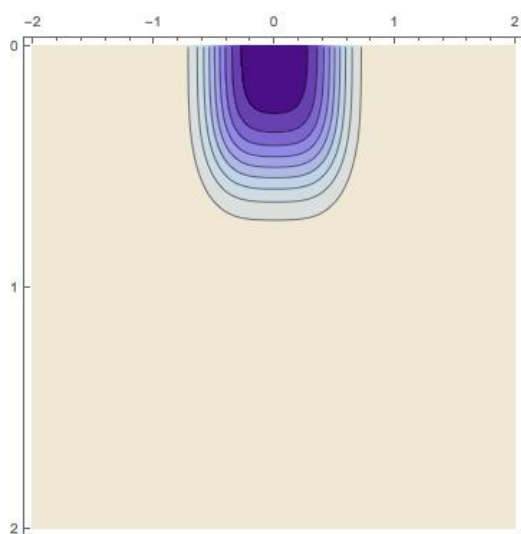


Figura 4.6 – Pluma de contaminação do Níquel após 6 meses de contaminação

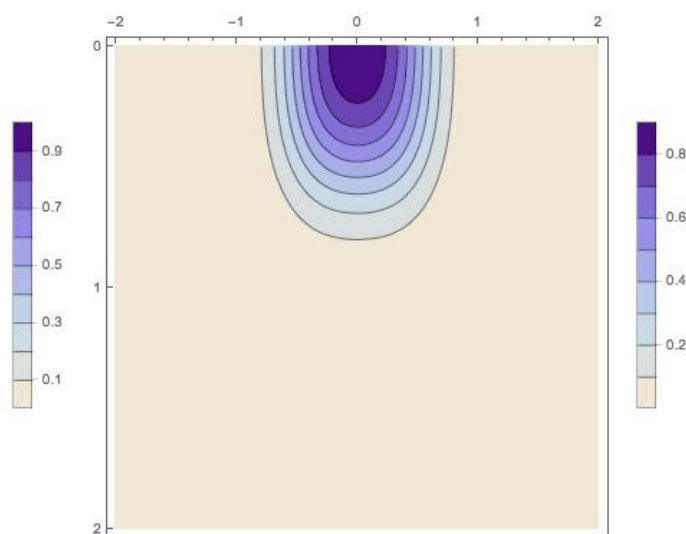


Figura 4.7 – Pluma de contaminação do Níquel após 12 meses de contaminação

A CONAMA 420/09 estabelece que, para o metal pesado Níquel, tratando-se de qualidade do solo, o valor de prevenção é 30 mg/kg, enquanto que o valor de investigação residencial é de 100 mg/kg. Já a CONAMA 375/06 estipula para o mesmo metal e considerando os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto, que a concentração máxima permitida no lodo é de 420 mg/kg e a carga acumulada teórica permitida de substâncias inorgânicas pela aplicação do lodo é de 74 kg/ha. Enquanto que se tratando das águas subterrâneas, a CONAMA 396/08 estabelece para o Valor Máximo Permitido (VMP), quando o uso preponderante da água é o consumo humano, uma concentração de 0,02 mg/l.

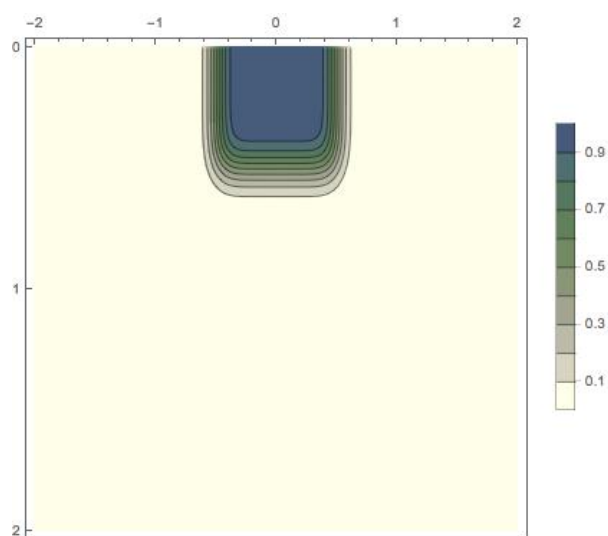


Figura 4.8 – Pluma de contaminação do Zinco após 3 meses de contaminação

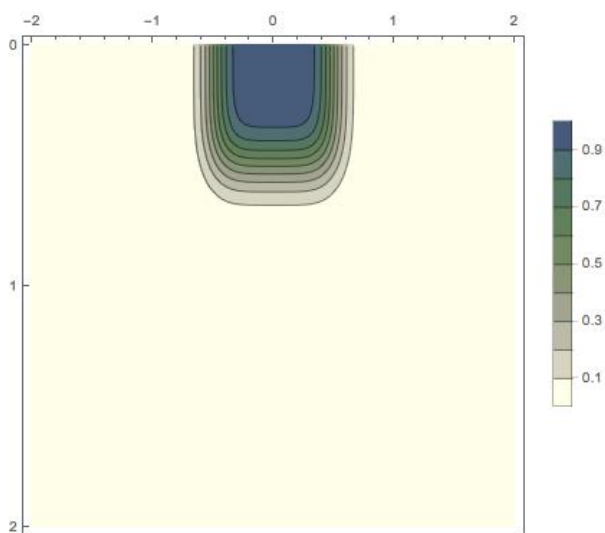


Figura 4.9 – Pluma de contaminação do Zinco após 6 meses de contaminação

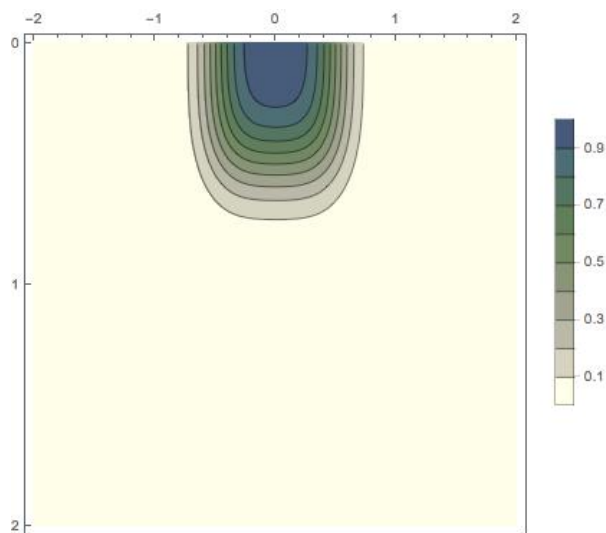


Figura 4.10 – Pluma de contaminação do Zinco após 12 meses de contaminação

A CONAMA 420/09 estabelece que, para o metal pesado Zinco, tratando-se de qualidade do solo, o valor de prevenção é 300 mg/kg, enquanto que o valor de investigação residencial é de 1000 mg/kg. Já a CONAMA 375/06 estipula para o mesmo metal e considerando os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto, que a concentração máxima permitida no lodo é de 2800 mg/kg e a carga acumulada teórica permitida de substâncias inorgânicas pela aplicação do lodo é de 445 kg/ha. Enquanto que se tratando das águas subterrâneas, a CONAMA 396/08 estabelece para o Valor Máximo Permitido (VMP), quando o uso preponderante da água é o consumo humano, uma concentração de 1,05 mg/l.

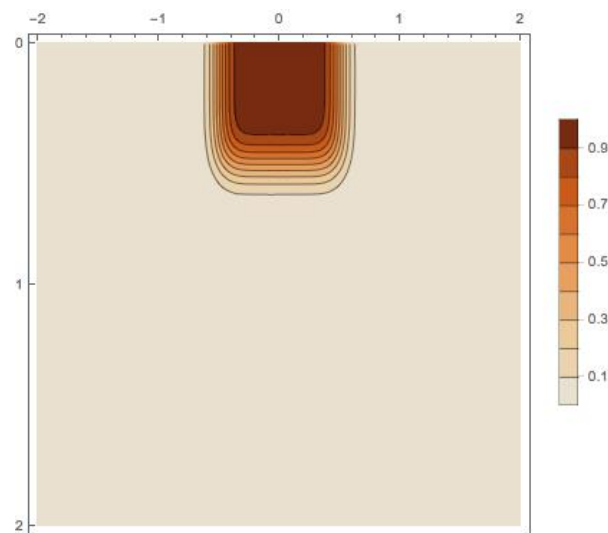


Figura 4.11 - Pluma de contaminação do Manganês após 3 meses de contaminação

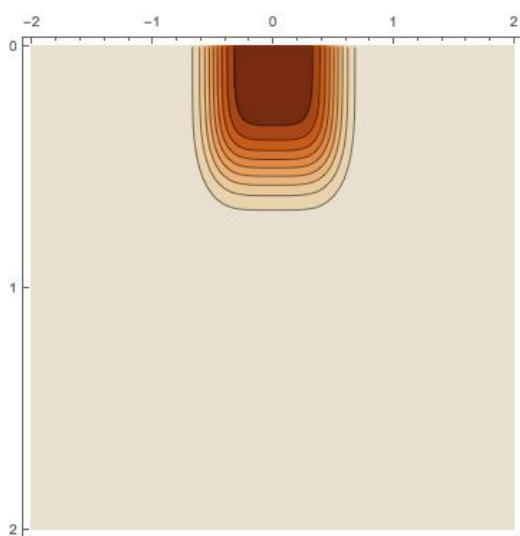


Figura 4.12 – Pluma de contaminação do Manganês após 6 meses de contaminação

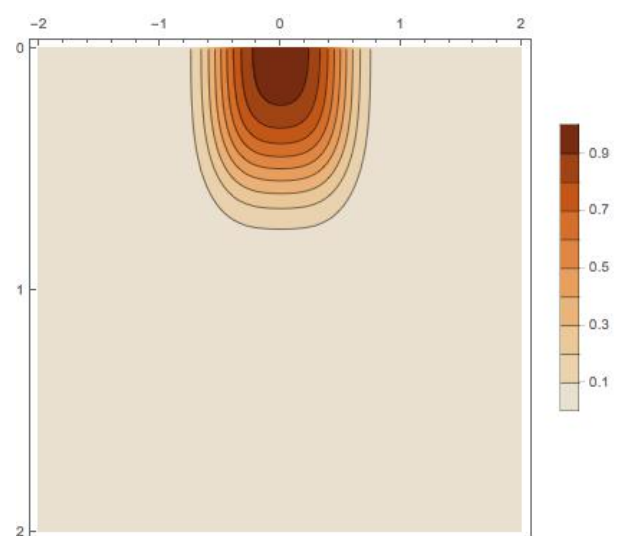


Figura 4.13 – Pluma de contaminação do Manganês após 12 meses de contaminação

Para o metal pesado Manganês, a legislação aborda apenas os valores referentes a contaminação das águas subterrâneas, quando a qualidade do solo e uso agrícola os valores seguem em branco. A CONAMA 396/08 estabelece para o Valor Máximo Permitido (VMP), quando o uso preponderante da água é o consumo humano, uma concentração máxima de Manganês de 0,4 mg/l.

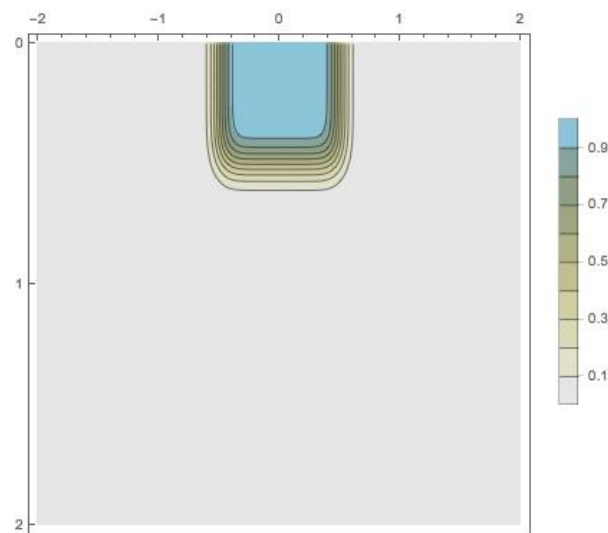


Figura 4.14 - Pluma de contaminação do Cobre após 3 meses de contaminação

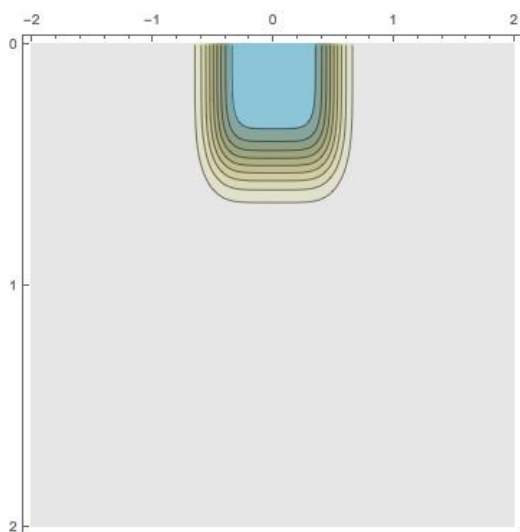


Figura 4.15 - Pluma de contaminação do Cobre após 6 meses de contaminação

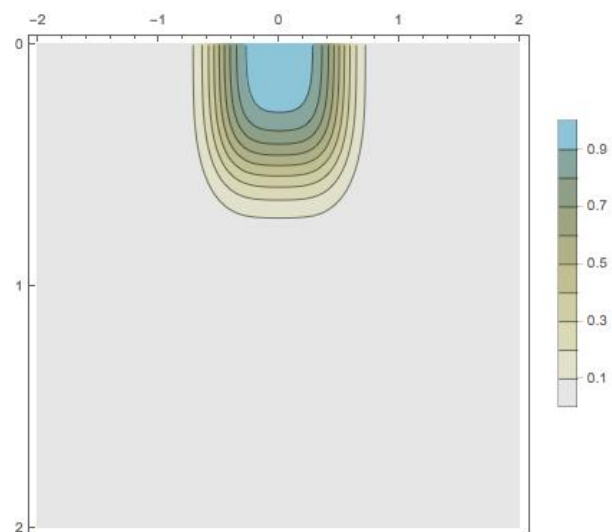


Figura 4.16 - Pluma de contaminação do Cobre após 12 meses de contaminação

A CONAMA 420/09 estabelece que, para o metal pesado Cobre, tratando-se de qualidade do solo, o valor de prevenção é 60 mg/kg, enquanto que o valor de investigação residencial é de 400 mg/kg. Já a CONAMA 375/06 estipula para o mesmo metal e

considerando os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto, que a concentração máxima permitida no lodo é de 1500 mg/kg e a carga acumulada teórica permitida de substâncias inorgânicas pela aplicação do lodo é de 137 kg/ha. Enquanto que se tratando das águas subterrâneas, a CONAMA 396/08 estabelece para o Valor Máximo Permitido (VMP), quando o uso preponderante da água é o consumo humano, uma concentração de 2 mg/l.

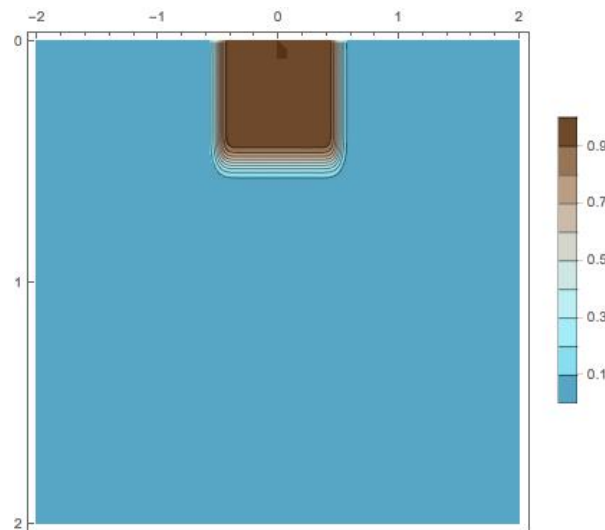


Figura 4.17 - Pluma de contaminação do Cromo após 3 meses de contaminação

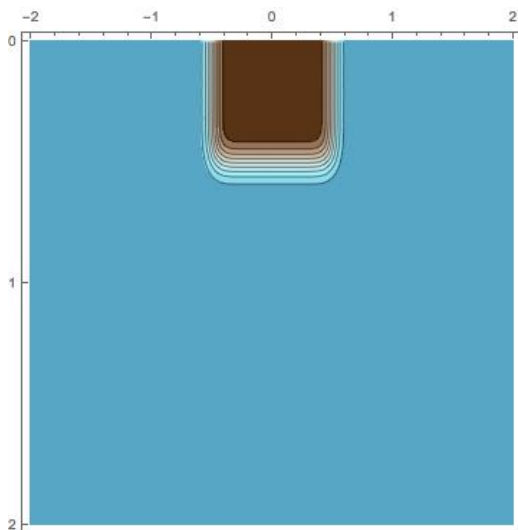


Figura 4.18 - Pluma de contaminação do Cromo após 6 meses de contaminação

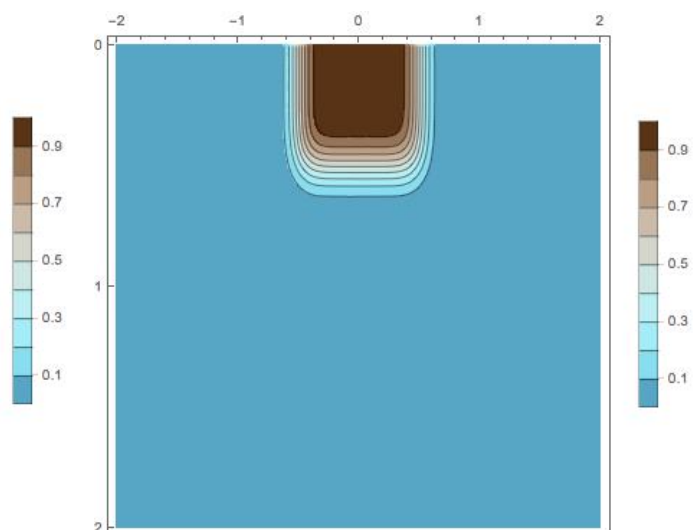


Figura 4.19 - Pluma de contaminação do Cromo após 12 meses de contaminação

A CONAMA 420/09 estabelece que, para o metal pesado Cromo, tratando-se de qualidade do solo, o valor de prevenção é 75 mg/kg, enquanto que o valor de investigação

residencial é de 300 mg/kg. Já a CONAMA 375/06 estipula para o mesmo metal e considerando os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto, que a concentração máxima permitida no lodo é de 1000 mg/kg e a carga acumulada teórica permitida de substâncias inorgânicas pela aplicação do lodo é de 154 kg/ha. Enquanto que se tratando das águas subterrâneas, a CONAMA 396/08 estabelece para o Valor Máximo Permitido (VMP), quando o uso preponderante da água é o consumo humano, uma concentração de 0,05 mg/l.

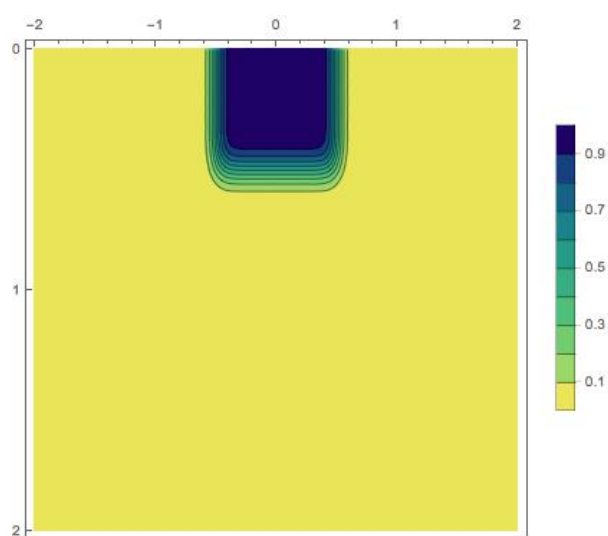


Figura 4.20 - Pluma de contaminação do Cádmio após 3 meses de contaminação

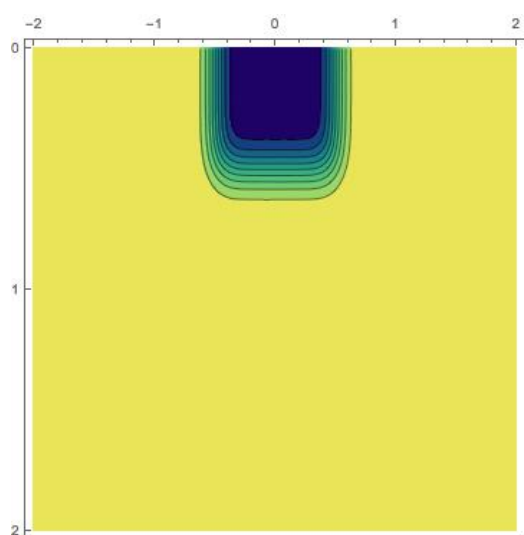


Figura 4.21 – Pluma de contaminação do Cádmio após 6 meses de contaminação

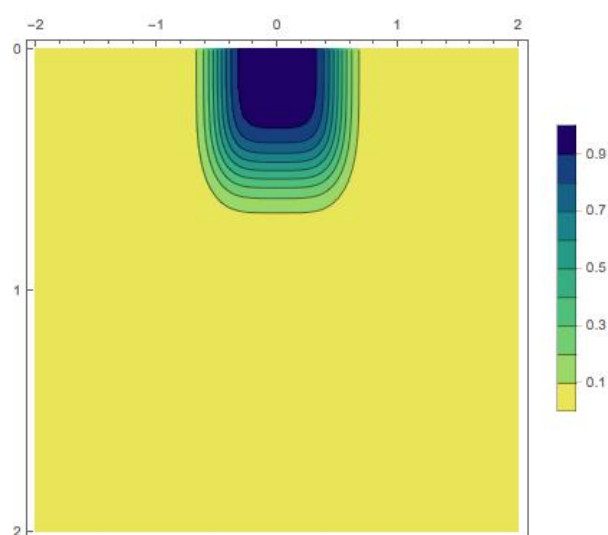


Figura 4.22 – Pluma de contaminação do Cádmio após 12 meses de contaminação

A CONAMA 420/09 estabelece que, para o metal pesado Cádmio, tratando-se de qualidade do solo, o valor de prevenção é 1,3 mg/kg, enquanto que o valor de investigação residencial é de 8 mg/kg. Já a CONAMA 375/06 estipula para o mesmo metal e considerando os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto, que a concentração máxima permitida no lodo é de 39 mg/kg e a carga acumulada teórica permitida de substâncias inorgânicas pela aplicação do lodo é de 4 kg/ha. Enquanto que se tratando das águas subterrâneas, a CONAMA 396/08 estabelece para o Valor Máximo Permitido (VMP), quando o uso preponderante da água é o consumo humano, uma concentração de 0,005 mg/l.

Seguem no ANEXO A os gráficos do avanço da pluma com vista superior ($z = 0$) para cada metal pesado em análise e em três tempos distintos – 3, 6 e 12 meses após a contaminação.

Os resultados obtidos da modelagem tridimensional do ensaio de difusão em grande escala em meio poroso não saturado possibilitaram conclusões acerca da disposição de lodo no solo. Mas para uma melhor análise dos gráficos de avanço da pluma de contaminação de cada metal pesado, é interessante sua comparação com parâmetros estabelecidos na legislação vigente no país. Segue nas Tabelas 4.2 e 4.3 o resumo dessas comparações.

Tabela 4.2 – Dados de concentrações do lodo e o estabelecido na legislação brasileira para águas subterrâneas

| Metal Pesado | C₀ (mg/l) | C_w (mg/l) | C_(396/08) (mg/l) |
|-------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--|
| Ni | 1,05 | 0,5215 | 0,02 |
| Zn | 9,89 | 4,9118 | 1,05 |
| Mn | 2,04 | 1,0132 | 0,4 |
| Cu | 2,30 | 1,1423 | 2 |
| Cr | 0,46 | 0,2285 | 0,05 |
| Cd | 0,01 | 0,0049 | 0,005 |

Tabela 4.3 – Dados de concentrações do lodo e o estabelecido na legislação brasileira para solos

| Metal Pesado | VP (mg/kg) | VI (resid) (mg/kg) | C máx (mg/kg) | C_s (mg/kg) |
|-------------------------|-----------------------|-----------------------------------|--------------------------|----------------------------------|
| Ni | 30 | 100 | 420 | 1,51 |
| Zn | 300 | 1000 | 2800 | 33,84 |
| Mn | - | - | - | 4,76 |
| Cu | 60 | 400 | 1500 | 7,54 |
| Cr | 75 | 300 | 1000 | 3,84 |
| Cd | 1,3 | 8 | 39 | 0,05 |

Onde C_0 é a concentração inicial estabelecida por Silveira (2014) em seus ensaios realizados nos laboratórios da Universidade de Brasília; C_w é a concentração final calculada após 6 meses de contaminação e na posição 0,5 metros abaixo do fundo da célula – eixo z; C (396/08) é a concentração estabelecida na CONAMA 396 de 2008 para os Valores Máximos Permitidos (VMP), quando o uso preponderante da água subterrânea é o consumo humano; VP é o valor de prevenção e VI (resid) é o valor de investigação residencial estabelecidos na CONAMA 420/09 para a qualidade do solo; e C máx é a concentração máxima permitida no lodo de esgoto para uso agrícola, de acordo com a CONAMA 375/06.

O avanço da pluma de contaminação apresentado nas Figuras 4.7 a 4.24 mostra o processo de difusão em tempos diferentes para diferentes metais pesados com a sua respectiva influência do teor de umidade. Com esse modelo, as concentrações, tanto intersticiais, na solução aquosa (C_w), quanto do solo efetivamente (C_s), podem ser obtidas em qualquer tempo e ponto no espaço tridimensional. As imagens sugerem que mesmo após 1 ano da contaminação, o avanço do contaminante não chega a atingir, graças ao fenômeno difusivo, um metro de profundidade abaixo do referencial.

Os valores de C_s encontrados, após 6 meses da contaminação e a 0,5 metro de profundidade a partir do fundo das células, ficaram dentro do estabelecido pela legislação. Ou seja, a concentração final calculada está abaixo da qual possa oferecer riscos de alteração da qualidade do solo quanto às suas funções principais. Além disso, a comparação dos valores de concentração iniciais do lodo com os estabelecidos na CONAMA 375/06 mostra que o lodo em análise poderia ser usado na agricultura sem prejuízo ambiental.

Entretanto, analisando-se os dados apresentados na Tabela 4.2 e sabendo que uma grande preocupação e questão ambiental é o transporte desses poluentes para o lençol freático, é possível constatar que todos os metais, com exceção do Cobre, mereceriam

atenção, pois os valores ficaram acima dos normatizados. Ou seja, se a frente de contaminação chegar ao lençol subterrâneo terá a possibilidade de contaminar o mesmo.

Os resultados quantitativos divergiram dos encontrados por Silveira (2014), mas as conclusões qualitativas frente à legislação foram equivalentes. Ambos os trabalhos mostraram que a disposição de lodo de Estações de Tratamento de Esgoto pode apresentar pouca ou nenhuma ameaça à qualidade do solo; todavia, com relação às águas subterrâneas, a preocupação aumenta consideravelmente, sendo necessário um acompanhamento e monitoramento dessas águas da região de disposição.

5. CONCLUSÃO

Este item apresenta de forma sucinta as conclusões e considerações finais obtidas a partir dos resultados da modelagem tridimensional do ensaio de difusão em meio poroso não saturado, bem como sugestões para trabalhos e pesquisas futuras.

5.1. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho foi realizado um estudo de caso relativo à contaminação do solo proveniente da disposição de lodo da Estação de Tratamento de Esgoto na área da CAESB – ETE Melchior/Samambaia – DF. A modelagem foi realizada no *software Mathematica* e determinou concentrações de seis metais pesados no solo variando no tempo e no espaço, além de considerar a influência do teor de umidade volumétrico do solo.

Os dados iniciais de concentração e caracterização do lodo e do solo foram obtidos a partir de experimentos realizados por Silveira em sua tese de doutorado, em 2014. Com o apoio da literatura e assumindo hipóteses necessárias para a modelagem, além dos ajustes feitos, foi possível fazer uma análise temporal e espacial do avanço da pluma de contaminação de contaminantes de lodo.

A partir dos resultados do transporte de contaminantes por difusão, conclui-se que para o lodo da ETE Melchior e para o solo da região, a disposição de lodo no solo não apresenta grandes ameaças à qualidade do solo, levando em consideração valores estabelecidos pela legislação vigente. Em contrapartida e com o olhar centrado nas águas subterrâneas e uma possível contaminação do lençol freático, os valores ultrapassaram os limites determinados pela legislação para cinco dos seis metais em análise.

Um ponto importante na análise dos resultados é considerar que tipo de solo e que tipo de lodo se está analisando. Os metais pesados são mais facilmente encontrados em efluentes industriais. No caso da ETE Melchior, os efluentes tratados são quase em sua totalidade efluentes domésticos. Isso pode explicar as concentrações iniciais consideravelmente baixas de metais traços no lodo bruto.

Portanto, esse tipo de disposição é uma alternativa considerada adequada para a região e ETE em análise, principalmente quando comparada com outras, como a disposição em aterros. No entanto exige uma atenção especial à água subterrânea da região da disposição, sendo necessário, caso o tipo de uso consultivo exija, um monitoramento da qualidade da água.

5.2. SUGESTÕES PARA NOVAS PESQUISAS

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, assim como o conhecimento adquirido no desenvolvimento desta pesquisa, são apresentadas algumas sugestões para pesquisas futuras:

- Monitorar e obter dados quantitativos da chuva da região, bem como os dados de infiltração;
- Considerar a velocidade diferente de zero e, portanto, os fenômenos advectivos;
- Ajustar as isothermas de sorção para a obtenção mais específica dos coeficientes de distribuição (K_d) para cada metal;
- Avaliar quais são realmente as melhores equações que representam os fenômenos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BATISTA, L.F. (2015). Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-168/2015, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 197p.

BEAR, Jacob; CHENG, Alexander H.-d. (2009). Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport. Usa: Springer. 52 p.

BEZERRA, F. B. (2006). Lodo de Esgoto em Revegetação de Área Degradada. Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira, v 41(3): 469-476.

BORGES, L. P. F., (2016). Método Discreto Iota-delta: uma nova abordagem numérica para o problema de fluxo não saturado em meios porosos e fraturados. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM- 274/2016, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 132 p.

BOSCOV, M. E. G., (2008). Geotecnia Ambiental. Oficina de textos, São Paulo, SP, 248 p.

BRASIL, Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2005. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. Diário Oficial União [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 5 de jan. 2007.

BRASIL, Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Diário Oficial União [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 de ago. 2010.

BRASIL, Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 12 de fev. 1998.

BRASIL. Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 12 de dez de 2011.

BRASIL. Resolução nº 420 do CONAMA, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial União [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 28 de dez. 2009.

BRASIL. Resolução nº 375 do CONAMA, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de

esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Diário Oficial União [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 30 de agosto. 2006.

BRASIL. Resolução nº 396 do CONAMA, de 7 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial União [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 7 de abril. 2005.

BRASIL. Resolução nº 357 do CONAMA, de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial União [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 18 de março. 2005.

BRASIL. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto - 2015. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: SNIS, 2016.

CARBAJAL, S. E., (2017). Modelagem e Simulação de Ensaio Laboratoriais de Contaminação em Rejeitos em Condição não Saturada. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-285/17, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 109 p.

CARVALHO, A. L. (2005). Efeitos da recirculação do percolado sobre a qualidade do efluente de lixo doméstico de diferentes idades. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, UFV, 2005, 115p.

CAVALCANTE, A. L. B., BORGES, L.P.F. & ZORNBERG, J. G. (2017). A novel 1D, 2D and 3D analytical unsaturated flow model applied to evaluate the transient moisture movement after wetting and drying. *International Journal of Geomechanics*, (in press).

CAVALCANTE, A. L. B. & ZORNBERG, J. G. (2017). *Efficient approach to solving transient unsaturated flow problems. I: Analytical solutions. International Journal of Geomechanics*, 04017013.

CETESB. (2012). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Ficha de informações toxicológicas. Substâncias Diversas. Disponível em: <<http://laboratorios.cetesb.sp.gov.br/servicos/informacoes-toxicologicas/>>. Acesso em junho de 2017.

FETTER, C. W. (1993). *Contaminant Hydrogeology*, Macmillan Publishing Company, New York.

FITYUS, S. G., SMITH, D. W., & BOOKER, J. R. (1999). *Contaminant transport through an unsaturated soil liner beneath a landfill. Canadian Geotechnical Journal*, 36(2), 330-354.

FREDLUND, D. G.; RAHARDJO, H. (1993). *Soil mechanics for unsaturated soils*, WILEY, Interscience Publications.

- FREEZE, R. A. e Cherry, J. A., (1979). *Groundwater*. Prentice Hall. New Jersey. 604p.
- GENUCHEN, M. T. (2006) *The Handbook of Groundwater Engineering. Contaminant Transport in the Unsaturated Zone Theory and Modeling*. Jacques Willy Delleur.
- GODOY, L. C. (2013). A logística da destinação do lodo de esgoto. *Revista Científica Online Tecnologia – Gestão – Humanismo*. v.2(1):79 – 90.
- IMUNEK, Jiri; VAN GENUCHTEN, Martinus Th. (2006). Contaminant Transport in the Unsaturated Zone Theory and Modeling. In: VAN GENUCHTEN, Martinus Th.. *Handbook of Groundwater Engineering*. D: D.
- JORDÃO, E. P. & PESSOA, C.A. (2009). Tratamento de Esgotos Domésticos. Escola Politécnica UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 5 vol., 941 p.
- JORDAO, E.P. & PESSOA, C.A. (2005). Tratamento de esgotos domésticos. 3a ed. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).
- LAMBE, T. W. (1969), *Soil Mechanics*. John Wiley, New York.
- LERMAN, A. (1979), *Geochemical Processes: Water and Sediment Environments*. New York: Wiley.
- OLIVEIRA, C. (2007). Efeitos da aplicação do lodo de esgoto enriquecido com cádmio e zinco na cultura de arroz. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v 29(1): 109-116.
- OZELIM, L. C. S. M. & CAVALCANTE, A. L. B. (2013). *Integral and Closed-Form Analytical Solutions to the Transport Contaminant Equation Considering 3D Advection and Dispersion*.
- PATIL, S. B.; CHORE, H. S. (2013). Contaminant transport through porous media: An overview of experimental and numerical studies. 2014. *Advances in Environmental Research*, Delta Meghe College Of Engineering, Mumbai - India.
- PIRES, A.M.M. (2006). Uso agrícola do lodo de esgoto: aspectos legais. Jaguariúna. Embrapa. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Pires_lodoID0L1Y8Wo2Vx.pdf>. Acesso em junho 2017.
- ROCHA, A. F. (2009). Cádmio, Chumbo, Mercúrio – A problemática destes metais pesados na Saúde Pública? Monografia, Faculdade de Ciências da Nutrição e Alimentação, Universidade do Porto, 48 p.
- SANEPAR (1999). Uso e manejo do lodo na agricultura. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, Curitiba, PR, 98 p. Disponível em: < <http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos> >. Acesso em junho de 2014.
- SILVA, C. M. (2005). Dinâmica de metais potencialmente tóxicos no solo após aplicação de lodo de esgoto. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 139 p.

SILVA, C.S.S. (2009). Níquel. Goiás, DNPM. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/outras-publicacoes-1/4-5-niquel>>. Acesso em: 08 jun. 2017.

SILVEIRA, L. R. (2014). Aspectos geotécnicos e ambientais para a disposição adequada de lodo de esgoto. Tese de Doutorado em Geotecnia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 193p.

SZYMKIEWICZ, Adam. (2013). Modelling Water Flow in Unsaturated Porous Media: Accounting for Nonlinear Permeability and Material Heterogeneity. [S.l.]: Springer. 237 p.

SPERLING, V, M. (2005). Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 1 vol., 452 p.

TSUTIYA, M.T. (1999). Alternativas de disposição final de biossólido. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J. & MARQUES, M.O., eds. Bioossólidos na agricultura. São Paulo, SABESP, Escola Politécnica – USP, ESALQ, UNESP. p.133-180.

VAFI, Kambiz. (2005). Handbook Porous Media. 2. ed. [S.l.]: Taylor & Francis. 747 p.

VAN GENUCHTEN, M. Th.; ALVES, W. J. (1982). Analytical Solutions of the One-Dimensional Convective-Dispersive Solute Transport Equation. 151 f. Department of Agriculture, Technical Bulletin Number 1661, United States.

VASCONCELOS, A. (2008). Transporte de contaminantes em meios porosos saturados e não saturados. Estudo de caso: vazamento de gasolina. Dissertação de Mestrado, Escola de Minas, NUGEO, Ouro Preto, MG, 169 p.

WEBBER, M. D. & SHAMESS, A. (1984). *Land utilization of sewage sludge: a discussion paper*. Toronto: Expert COMMITTEE on Soil and Water Management. 48p.

APÊNDICE

ANEXO A – GRÁFICOS DE AVANÇO DA PLUMA – VISTA SUPERIOR

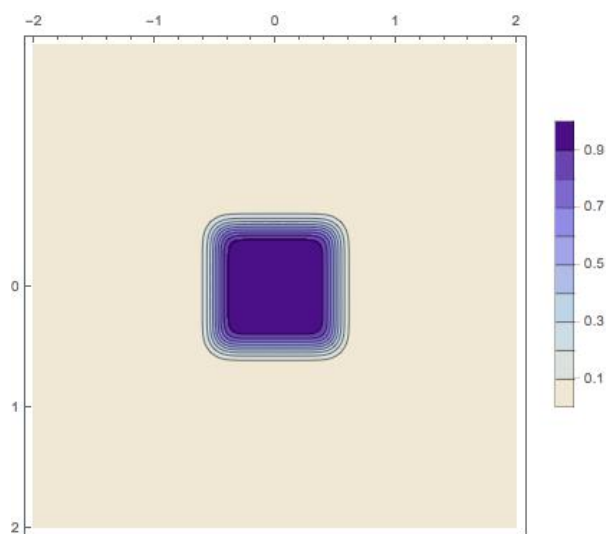


Figura A1 – Vista superior da pluma de contaminação do Níquel após 3 meses de contaminação

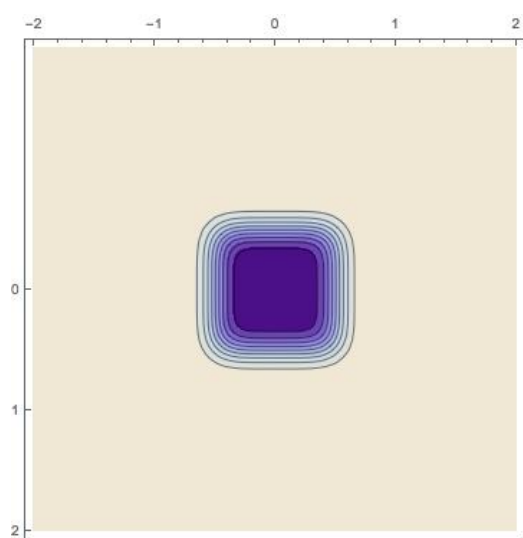


Figura A2 – Vista superior da pluma de contaminação do Níquel após 6 meses de contaminação

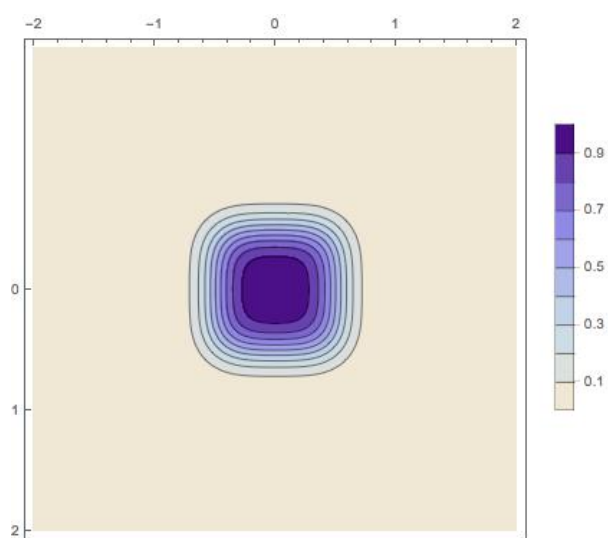


Figura A3 – Vista superior da pluma de contaminação do Níquel após 12 meses de contaminação

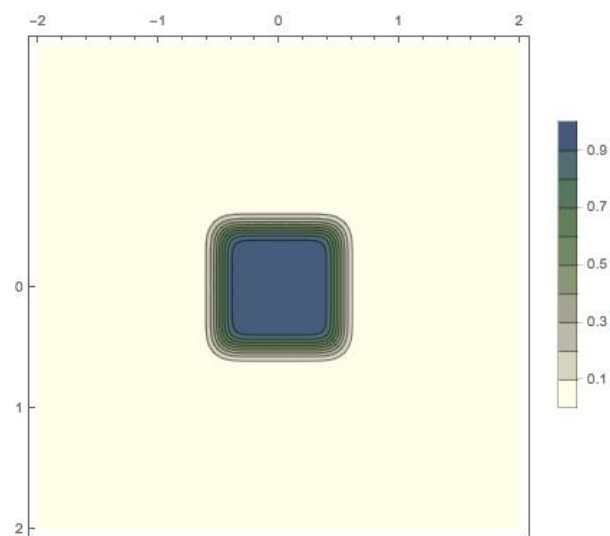


Figura A4 – Vista superior da pluma de contaminação do Zinco após 3 meses de contaminação

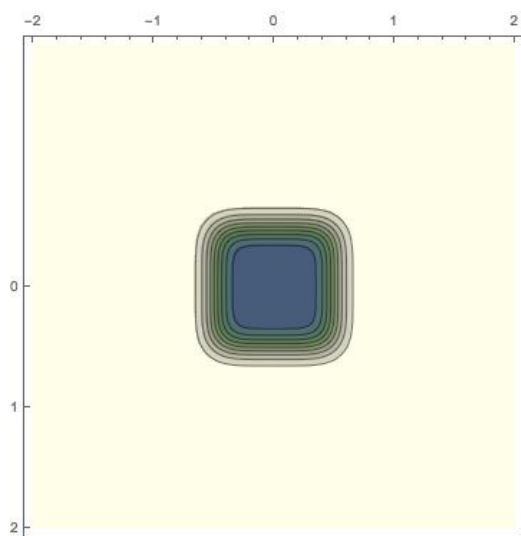


Figura A5 – Vista superior da pluma de contaminação do Zinco após 6 meses de contaminação

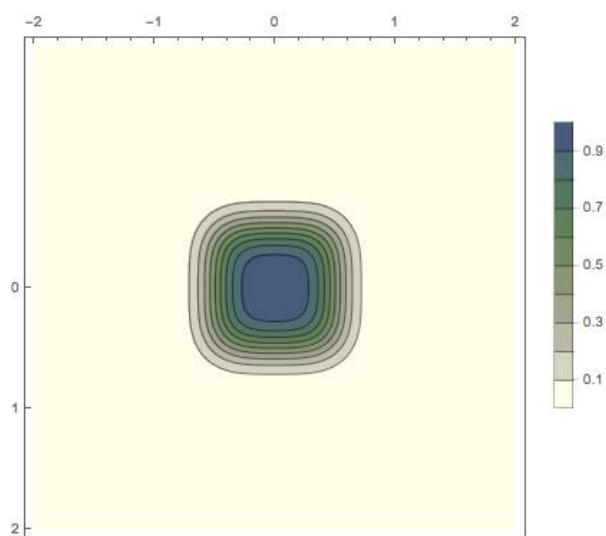


Figura A6 – Vista superior da pluma de contaminação do Zinco após 12 meses de contaminação

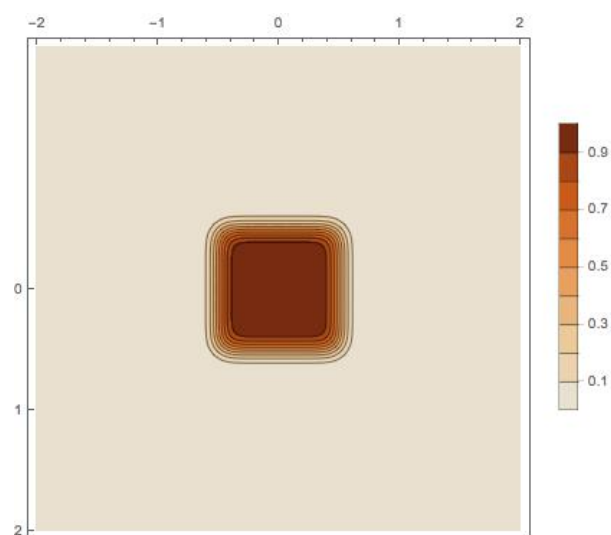


Figura A7 – Vista superior da pluma de contaminação do Manganês após 3 meses de contaminação

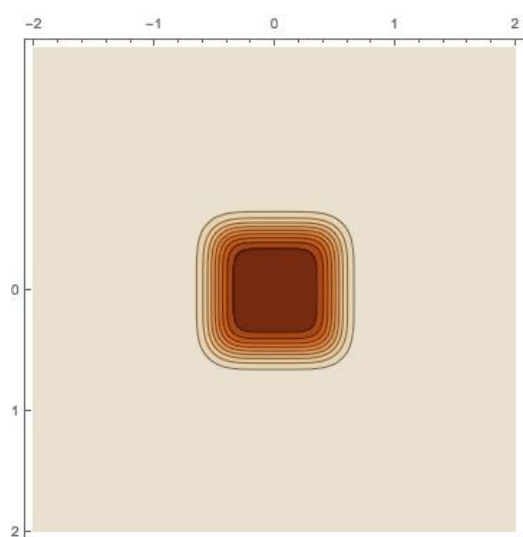


Figura A8 – Vista superior da pluma de contaminação do Manganês após 6 meses de contaminação

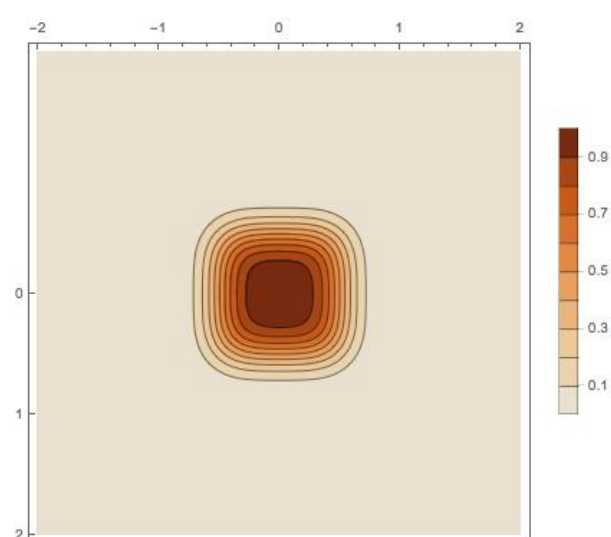


Figura A9 – Vista superior da pluma de contaminação do Manganês após 12 meses de contaminação

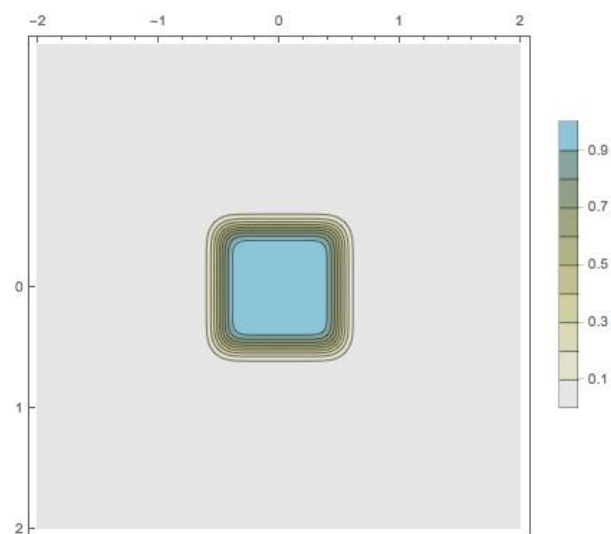


Figura A10 – Vista superior da pluma de contaminação do Cobre após 3 meses de contaminação

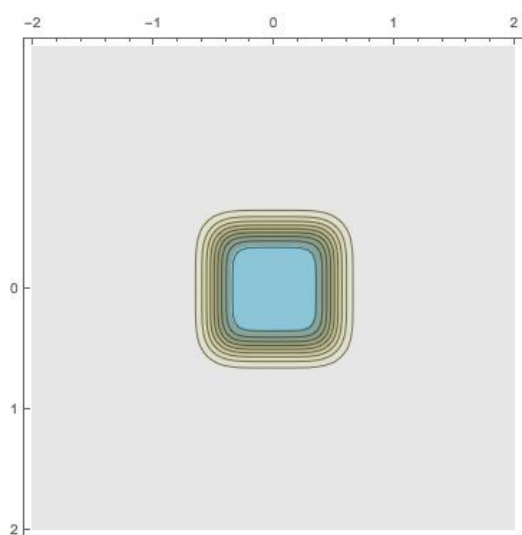


Figura A11 – Vista superior da pluma de contaminação do Cobre após 6 meses de contaminação

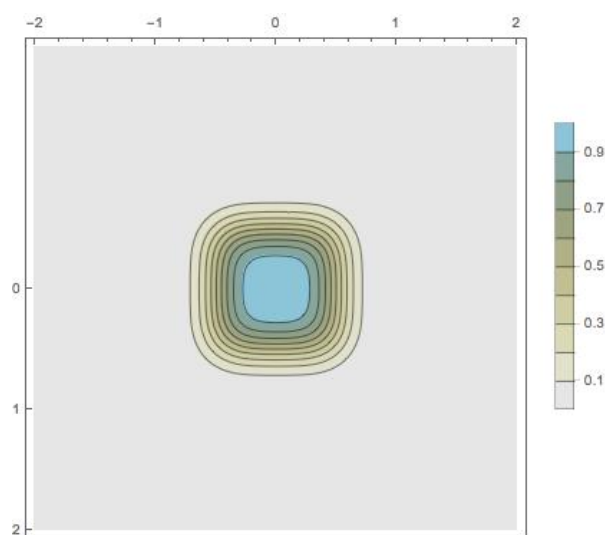


Figura A12 – Vista superior da pluma de contaminação do Cobre após 12 meses de contaminação

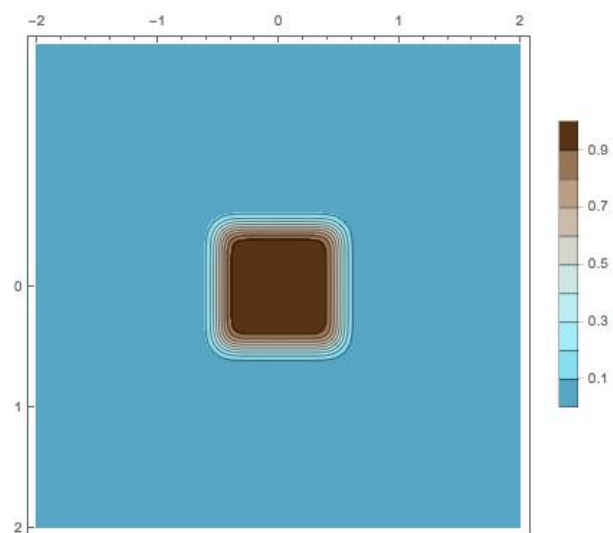


Figura A13 – Vista superior da pluma de contaminação do Cromo após 3 meses de contaminação

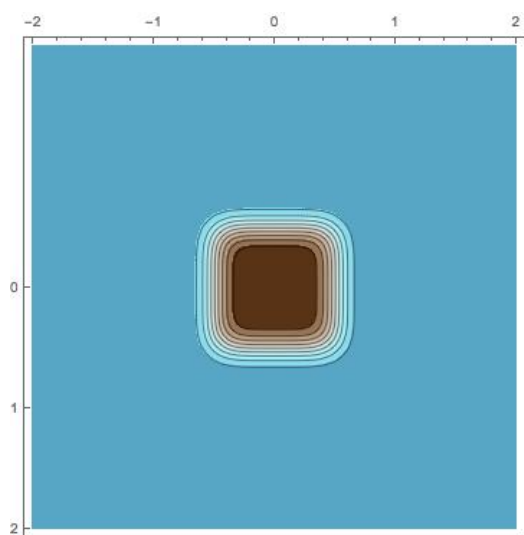


Figura A14 – Vista superior da pluma de contaminação do Cromo após 6 meses de contaminação

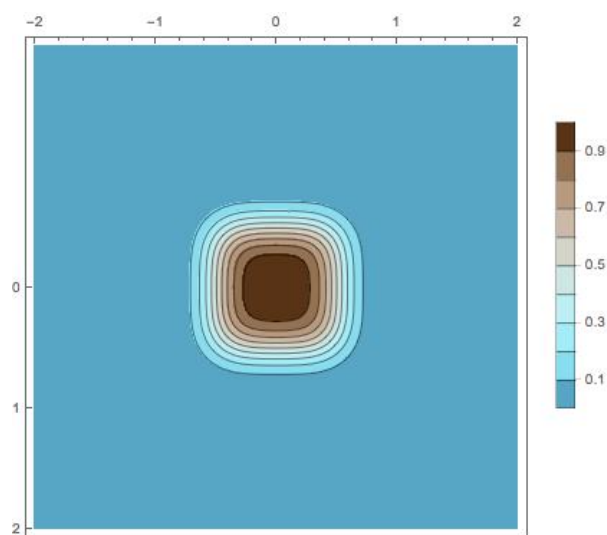


Figura A15 – Vista superior da pluma de contaminação do Cromo após 12 meses de contaminação

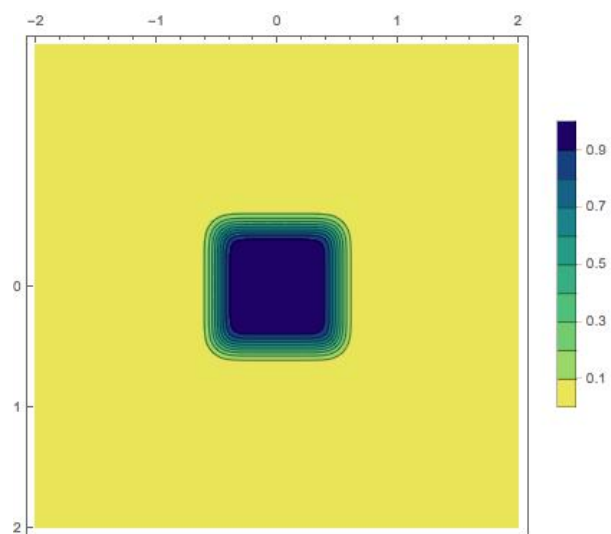


Figura A16 – Vista superior da pluma de contaminação do Cádmio após 3 meses de contaminação

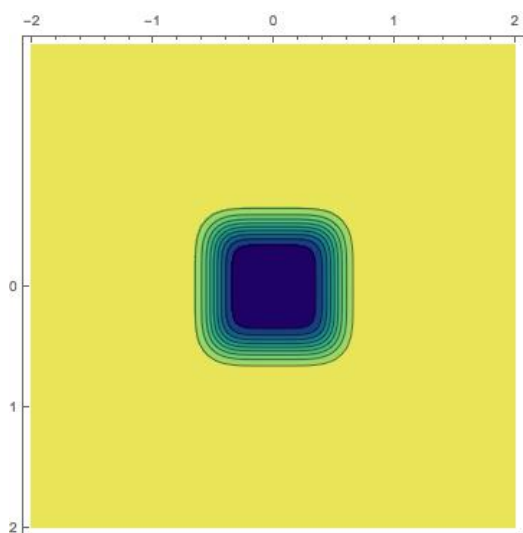


Figura A17 – Vista superior da pluma de contaminação do Cádmio após 6 meses de contaminação

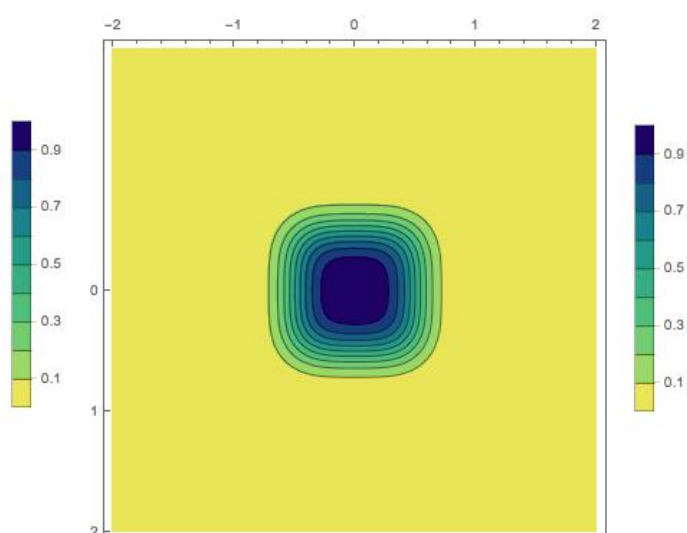


Figura A18 – Vista superior da pluma de contaminação do Cádmio após 12 meses de contaminação

ANEXO B – CÓDIGOS DE PROGRAMAÇÃO DOS ALGORITMOS CRIADOS NO SOFTWARE WOLFRAM MATHEMATICA ®

Curva Característica e Ajuste do valor de δ

```
\[Theta]r = .03;  
\[Theta]s = .48;  
\[Delta] = 0.0002;  
\[Theta][\[Psi]] :=\[Theta]r + (\[Theta]s -\[Theta]r) \  
Exp[-\[Delta]*\[Psi]]  
dados100BRUTO = {{0.01, 0.48}, {13.5, .4333}, {25.5, .4154}, {276, .356}, {500,  
.3381}, {1550, .2995}, {4400, .2553}, {7000, .2167}, {7000, .1822}, {7400, 0.1408},  
{8800, .098}, {14700, .0635}, {28000, 0.0317}};  
A = ListLogLinearPlot[dados100BRUTO, PlotRange -> All];  
B = LogLinearPlot[\[Theta][\[Psi]], {\[Psi], 0.01, 30000}, PlotRange -> All];  
Show[A, B, PlotLabel -> Style["Ajuste do valor de \[Delta] a partir da Curva  
Característica", FontSize -> 12, FontColor -> GrayLevel[0]], AxesLabel -> { \[Psi],  
\[Theta]}, PlotRange -> All]
```

Função de Condutividade Hidráulica Não Sat – Meio Isotrópico

```
ksx = 2.2*10^-5;  
k[\[Psi]] := ksx Exp[-\[Delta] \[Psi]]  
B = Plot[k[\[Psi]], {\[Psi], 0, 30000}, PlotLabel -> Style["Função de Condutividade  
Hidráulica Não Saturada - Eixo X", FontSize -> 12, FontColor -> GrayLevel[0]],  
AxesLabel -> { \[Psi], K}, PlotRange -> All]
```

```
ksy = 2.2*10^-5;  
k[\[Psi]] := ksy Exp[-\[Delta] \[Psi]]  
B = Plot[k[\[Psi]], {\[Psi], 0, 30000}, PlotLabel -> Style["Função de Condutividade  
Hidráulica Não Saturada - Eixo Y", FontSize -> 12, FontColor -> GrayLevel[0]],  
AxesLabel -> { \[Psi], K}, PlotRange -> All]
```

```
ksz = 2.2*10^-5;  
k[\[Psi]] := ksz Exp[-\[Delta] \[Psi]]  
B = Plot[k[\[Psi]], {\[Psi], 0, 30000}, PlotLabel -> Style["Função de Condutividade  
Hidráulica Não Saturada - Eixo Z", FontSize -> 12, FontColor -> GrayLevel[0]],  
AxesLabel -> { \[Psi], K}, PlotRange -> All]
```

Modelo de Contaminação – Níquel

```
ClearAll["Global`*"]  
\[Rho]w := 1000 (*kg/m3*)  
g := 9.8 (*gravidade - m/s2*)  
\[Delta] := 0.0002 (*parâmetro de ajuste hidráulico*)  
\[Theta]s := 0.48 (*teor de umidade volumétrico saturado*)
```

```

\[\Theta]i := 0.34 (*teor de umidade volumétrico inicial do volume de controle*)
\[\Theta]0 := 0.25 (*teor de umidade volumétrico solo*)
\[\Theta]r := 0.03 (*teor de umidade volumétrico residual*)
lz := 2 (*profundidade máxima analisada - m*)
b := 1 (*dimensões do volume de controle - m*)
l := 1
m := 1
ksx := 2.2*10^-5 (*condutividade hidráulica saturada*)
ksy := 2.2*10^-5
ksz := 2.2*10^-5
Dz = ksz/(\[Rho]w*
  g*(\[\Theta]s - \[\Theta]r) \[\Delta]); (* difusividade não sat*)
Dy = ksy/(\[Rho]w*g* (\[\Theta]s - \[\Theta]r) \[\Delta]);
Dx = ksx/(\[Rho]w*g* (\[\Theta]s - \[\Theta]r) \[\Delta]);
as = ksz/(\[\Theta]s - \[\Theta]r);

\[\Theta]w[x_, y_, z_, t_] := ((\[\Theta]i - \[\Theta]0)/4)*(Erf[(b - x)/Sqrt[4*Dx*t]] +
  Erf[(b + x)/Sqrt[4*Dx*t]])*(Erf[(l - y)/Sqrt[4*Dy*t]] + Erf[(l + y)/Sqrt[4*Dy*t]])*
  Sum[(-(4 Dz E^(-(as m)/(2 Dz))) (-2 Dz E^((as m)/(2 Dz)) n \[Pi] + 2 Dz n \[Pi] Cos[(m
n \[Pi])/lz] + as lz Sin[(m n \[Pi])/lz]))/(as^2 lz^2 + 4 Dz^2 n^2 \[Pi]^2)))*
  Exp[-((n^2*\[Pi]^2*Dz)/lz^2) - as^2/(4*Dz))*t]*Exp[as/(2*Dz)*z]*
  Sin[(n*\[Pi]*z)/lz], {n, 1, 200, 1}] + \[\Theta]0

d0 = 6.79 10^-10; (* coef difusão molecular em solução aquosa *)
\[\Tau][x_, y_, z_, t_] := \[\Theta]s^2/(\[\Theta]w[x, y, z, t]^(10/3))
dhx[x_, y_, z_, t_] := \[\Tau][x, y, z, t] d0 (* coef difusão molecular em meio poroso *)
dhy[x_, y_, z_, t_] := \[\Tau][x, y, z, t] d0
dhz[x_, y_, z_, t_] := \[\Tau][x, y, z, t] d0
r[x_, y_, z_, t_] := 1 + \[Rho]d kd/\[\Theta]w[x, y, z, t]

cw[x_, y_, z_, t_] := (c0/ 8) (Erf[(b/2 - x)/(2 Sqrt[dhx[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])] -
  Erf[(-b/2 - x)/(2 Sqrt[dhx[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])]) (Erf[(l/2 - y)/(2 Sqrt[dhy[x, y, z, t]
t/r[x, y, z, t]])] - Erf[(-l/2 - y)/(2 Sqrt[dhy[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])]) (Erf[(m/2 - z)/(2
Sqrt[dhz[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])] - Erf[(-m/2 - z)/(2 Sqrt[dhz[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])])

\[Rho]d = 1380;
kd = 0.0029;
c0 = 1;

```

Após 3 meses:

```

ContourPlot[cw[x, 0, -z, 15552000/2], {x, -2, 2}, {z, 0, -2}, PlotRange -> All,
  ColorFunction -> ColorData[{"LakeColors", "Reverse"}], PlotLegends -> Automatic,
  FrameTicks -> {{{{0, 0}, {-1, 1}, {-2, 2}, {-3, 3}, {-4, 4}, {-5, 5}}, None}, {None,
All}}]

```

Após 6 meses:

```

ContourPlot[cw[x, 0, -z, 15552000], {x, -2, 2}, {z, 0, -2}, PlotRange -> All,
  ColorFunction -> ColorData[{"LakeColors", "Reverse"}], PlotLegends -> Automatic,
  FrameTicks -> {{{{0, 0}, {-1, 1}, {-2, 2}, {-3, 3}, {-4, 4}, {-5, 5}}, None}, {None,
All}}]

```

Após 12 meses:

```
ContourPlot[cw[x, 0, -z, 15552000*2], {x, -2, 2}, {z, 0, -2}, PlotRange -> All,  
ColorFunction -> ColorData[{"LakeColors", "Reverse"}], PlotLegends -> Automatic,  
FrameTicks -> {{{{0, 0}, {-1, 1}, {-2, 2}, {-3, 3}, {-4, 4}, {-5, 5}}, None}, {None,  
All}}]
```

Vista superior

Após 3 meses:

```
ContourPlot[cw[x, y, 0, 15552000/2], {x, -2, 2}, {y, -2, 2}, PlotRange -> All,  
ColorFunction -> ColorData[{"LakeColors", "Reverse"}], PlotLegends -> Automatic,  
FrameTicks -> {{{{0, 0}, {-1, 1}, {-2, 2}, {-3, 3}, {-4, 4}, {-5, 5}}, None}, {None,  
All}}]
```

Após 6 meses:

```
ContourPlot[cw[x, y, 0, 15552000], {x, -2, 2}, {y, -2, 2}, PlotRange -> All,  
ColorFunction -> ColorData[{"LakeColors", "Reverse"}], PlotLegends -> Automatic,  
FrameTicks -> {{{{0, 0}, {-1, 1}, {-2, 2}, {-3, 3}, {-4, 4}, {-5, 5}}, None}, {None,  
All}}]
```

Após 12 meses:

```
ContourPlot[cw[x, y, 0, 15552000*2], {x, -2, 2}, {y, -2, 2}, PlotRange -> All,  
ColorFunction -> ColorData[{"LakeColors", "Reverse"}], PlotLegends -> Automatic,  
FrameTicks -> {{{{0, 0}, {-1, 1}, {-2, 2}, {-3, 3}, {-4, 4}, {-5, 5}}, None}, {None,  
All}}]
```

Concentração Final

$c0 = 1.05;$

$t = 15552000;$

$z = 0.5;$

$x = 0;$

$y = 0;$

```
Solve[cw == (c0/8) (Erf[(b/2 - x)/(2 Sqrt[dhx[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])] -  
Erf[(-b/2 - x)/(2 Sqrt[dhx[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])] (Erf[(l/2 - y)/(2 Sqrt[dhy[x, y, z, t]  
t/r[x, y, z, t]])] - Erf[(-l/2 - y)/(2 Sqrt[dhy[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])] (Erf[(m/2 - z)/(2  
Sqrt[dhz[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])] - Erf[(-m/2 - z)/(2 Sqrt[dhz[x, y, z, t] t/r[x, y, z, t]])])]
```

```
{{cw -> 0.521479}}
```